

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

**A CSÍKOS SZÖCSKEEGÉR (*SICISTA SUBTILIS TRIZONA*)  
ÖKOLÓGIAI, TAXONÓMIAI ÉS  
KONZERVÁCIÓBIOLÓGIAI VIZSGÁLATA**

*Készítette:*

**CSERKÉSZ TAMÁS**



Témavezető: **Dr. Farkas János**, adjunktus, PhD

Külső konzulens: **Dr. Gubányi András**, igazgató, PhD

Doktori Iskola: Eötvös Loránd Tudományegyetem Biológia Doktori Iskola

Doktori Iskola vezetője: **Dr. Erdei Anna**, egyetemi tanár

Doktori Program: Zootaxonómia, Állatökológia, Hidrobiológia

Programvezető: **Dr. Dózsa-Farkas Klára**, egyetemi tanár

Kutatóhely: Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület  
ELTE Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék

Budapest, 2010

## Tartalomjegyzék

A disszertációban gyakran használt rövidítések jegyzéke .....	4
1. Bevezetés .....	6
1.1. Rövid kutatástörténet .....	6
1.2. Célkitűzések .....	8
2. Irodalmi áttekintés: Egy igazi hungarikum, a csíkos szöcskeegér .....	10
2.1. Rendszertan .....	10
2.2. Külső morfológia .....	13
2.3. Európai elterjedési terület .....	14
2.4. Jelenlegi hazai elterjedés .....	14
2.5. Élőhely .....	15
2.6. Életmód .....	15
2.7. Táplálkozás .....	16
2.8. Szaporodás és populációdinamika .....	17
2.9. Természetes ellenségei .....	17
3. Anyag és Módszer .....	18
3.1. Nomenklatúra .....	18
3.2. Vizsgálati terület bemutatása: a Borsodi-Mezőség .....	18
3.2.1. A kutatási terület cönológiai jellemzése .....	19
3.3. A kutatási időszak időjárásának rövid áttekintése .....	21
3.4. Vizsgálati módszerek .....	23
3.4.1. Bagolyköpet-elemzés .....	23
3.4.2. Élvefogó csapdázás .....	24
3.4.3. Az állatok jelölése .....	26
3.4.4. Fogságban tartott példányok megfigyelése .....	26
3.4.5. Morfometria .....	27
3.4.6. Adatkiértékelés módszerei .....	29
4. Eredmények .....	31
4.1. Taxonómiai és morfometriai eredmények .....	31
4.1.1. Korcsoportok morfometriai elemzése .....	31
4.1.2. Morfometriai differencia az európai <i>Sicista</i> populációk között .....	32
4.2. Ökológiai eredmények .....	36
4.2.1. A csíkos szöcskeegér élőhely-igénye .....	36
4.2.2. A szöcskeegér populációdinamikája .....	39
4.2.3. Közösségökológiai eredmények .....	43
4.3. Megfigyelések a szöcskeegér életmódjáról .....	51
4.4. Konzervációbiológiai eredmények .....	54
4.4.1. A csíkos szöcskeegér modellezett előfordulási térképe .....	54
4.4.2. Elterjedési terület meghatározása a Borsodi-Mezőségen .....	56
4.4.3. Élőhely-kezelés hatásának monitorozása .....	58
5. Értékelés .....	61
5.1. Taxonómia és morfometria .....	61
5.1.1. Korcsoportok .....	61
5.1.2. Morfometriai differencia az európai <i>Sicista</i> populációi között .....	62
5.2. Ökológia .....	65
5.2.1. Élőhely feltételek .....	65
5.2.2. Populációdinamika: szezonális aktivitás mintázata, vagy/és denzitás? .....	67
5.2.3. Közösségökológiai következtetések .....	72
5.3. Konzervációbiológia .....	75

5.3.2. Szemelvények a második csíkos szöcskeegér fajmegőrzési tervből .....	76
6. Kitekintés.....	91
7. Összefoglaló .....	92
8. Summary.....	93
9. Köszönetnyilvánítás .....	94
10. Irodalomjegyzék .....	95
11. Mellékletek .....	107
1. melléklet. Bagolyköpet-gyűjtések helyszínei .....	107
2. melléklet. Kvadrátok.....	110
3. melléklet. Kutatási terület térképe .....	111
4. melléklet. Egyváltozós morfometriai analízisek.....	112
5. melléklet. Morfometria alapadatok.....	113
6. melléklet. Múzeumi példányok leíró statisztikája .....	114
7. melléklet. Fényképek .....	115

## A disszertációban gyakran használt rövidítések jegyzéke

### Fajok / Alfajok / Populációk

AUR	<i>Apodemus uralensis</i>
AFL	<i>A. flavicollis</i>
AAG	<i>A. agrarius</i>
SSU	<i>Sicista subtilis</i>
SSUT	<i>S. subtilis trizona</i>
SSUN	<i>S. subtilis nordmanni</i>
POLSIC	A lengyel <i>S. subtilis</i> populáció
SBE	<i>S. betulina</i>
SSEV	<i>S. severtzovi</i>
SSTR	<i>S. strandi</i>
PFU	<i>Pelobates fuscus</i>
BBO	<i>Bombina bombina</i>
TDO	<i>Triturus dobrogicus</i>
SAR	<i>Sorex araneus</i>
SMI	<i>Sorex minutus</i>
CLE	<i>Crociodura leucodon</i>
MAR	<i>Microtus arvalis</i>

### Koponyaméretek

ICP	Metszőfog és a processus condylaris közötti távolság
LC	Az alsó zápfogsor hossza
WD	A fogív koronoid szélessége
UA	A felső fogsor hossza az alveolusoknál mérve
IM	A metszőfog és a harmadik felső moláris távolsága
UC	A felső fogsor hossza a koronánál mérve
FI	Foramen incisivum hossza
CL	Kondilobazális hossz
IW	A metszőfog keresztmetszeti szélessége
PW	Az előzáfog szélessége
M <sup>1</sup> L	Az első felső moláris hossza és szélessége
M <sup>1</sup> W	Az első felső moláris szélessége
M <sup>2</sup> L	A második felső moláris hossza
M <sup>2</sup> W	A második felső moláris szélessége
M <sup>3</sup> W	A harmadik felső moláris szélessége
M <sub>1</sub> W	Az első alsó moláris szélessége (M <sub>1</sub> )
M <sub>1</sub> L	Az első alsó moláris hossza (M <sub>1</sub> )

### Földrajzi nevek / Intézmények / Egyebek

BMTK	Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet
MTM	Magyar Természettudományi Múzeum
OMSZ	Országos Meteorológiai Szolgálat
BNPI	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság
BEKE	Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MTÉT	Magas Természeti Értékű Területek
AKG	Agrár Környezetgazdálkodási program
CsÉ	Csapdaéjszaka

### Növénytársulások

CAAC	<i>Carduetum acanthoidis</i>
COAG	<i>Convolvulo-Agropyretum repentis</i>
CIAR	<i>Cirsio lanceolati-arvensis</i>
ASFP	<i>Artemisio santonicae-Festucetum pseudovinae</i>



„Október közepe volt, az az időszak, amikor a nyár már búcsút vesz,  
de a Nap még nem vesztette el erejét teljesen, még mindig jóleső hatást  
gyakorol. Így volt ez az 1891. évben is. Hálóval és gyűjtőfelszereléssel  
indultam a Haraszti-szigetre (mai Csepel-sziget) rovarokat gyűjteni. ...  
Október közepe!”<sup>1</sup>

Cerva Frigyes (1929)

---

<sup>1</sup> „Es war Mitte Oktober, also zu einer Zeit, da der Sommer schon Abschied nimmt, die Sonne aber, die ihre Kraft noch nicht ganz verloren hat, noch immer ihre wohltuende Wirkung ausübt. So war es auch im Jahre 1891. Mit Netz und Sammel Requisiten ausgerüstet, unternahm ich eine Exkursion auf die Haraszter-Insel, um dort Insekten, besonders aber Raupen des Totenkopfschwärmers (*Acherontia atropos* L.), deren Herbstgeneration auf *Lycium* lebt, zu sammeln. Mitte Oktober !”

# 1. Bevezetés

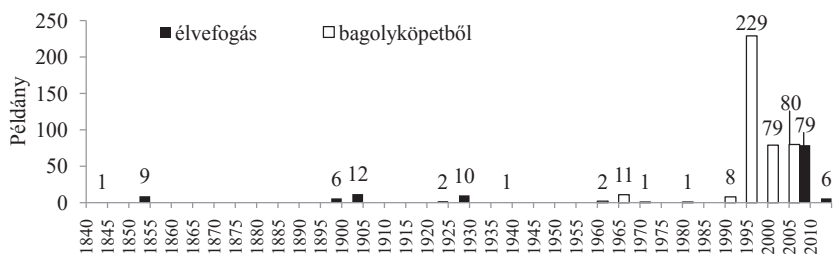
## 1.1. Rövid kutatástörténet

Az idézett, romantikus elemekben bővelkedő leírásában CERVA (1929) később beszámol arról is, hogy hálójával „csinos egereket” is fogott, amelyeket a Múzeumban *Sminthus trizonus*-nak (= *Sicista subtilis trizona*) határoztak. A hazai kutatástörténet azonban nem ezzel a történettel veszi kezdetét.

A csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona* Frivaldszky, 1865) első ismert magyarországi példányát, egy vemhes nőtényt, PETÉNYI S. gyűjtötte 1843-ban Tiszaföldvár mellett. Később, 1852. április 15-én PETÉNYI barátja, SVOJ M. a Fejér megyei Ercsi mellett levő Felsőbesnyőpusztán fogott egy fiatal nőtényt, majd ugyaninnen 1853. május 4-én további négy példányt küldött PETÉNYI számára (CHYZER 1882). A *Mus trizonus* tudományos nevet FRIVALDSZKY (1865) vezette be a szakirodalomba a *Sminthus vagus* junior szinonimjaként. Később MÉHELY (1913) és VÁSÁRHELYI (1929) kutatta a szöcskeegeret. MÉHELY (1913) összefoglaló tanulmányában kapott alfaji besorolást *Sicista loriger trizona* néven. Egy hosszú szünet után SCHMIDT (1962, 1971) vizsgálta aktuális elterjedését, de 1936 óta sikeres csapdázásainkig élő példánya már nem került elő Magyarországon (1.1. ábra). Mint látjuk, a fajnak igen régre visszanyúló, tartalmas, de hosszú kihagyásokkal jellemezhető története van hazánkban. További részletek: CSERKÉSZ et al. (2004) és BÁLINT & GUBÁNYI (2006).

A kutatás legújabb korszakának kezdete, amelyhez már saját munkám is tartozik, az első borsodi-mezőségi szöcskeegér bagolyköpetből történő előkerülésének időpontjához köthető, ami ENDESnek (1982) köszönhető. Ezután egy újabb évtizedre volt szükség, hogy átfogó kutatás kezdődjék itt, amelynek célja a kipusztulástól veszélyeztetett csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) legjelentősebb, talán utolsó populációjának részletes megismerése. A kutatás kezdeti lépéseként módszeres bagolyköpet-gyűjtésekre került sor, amelynek eredményeképpen a mai napig 370 koponyamaradvány került elő, 14 lelőhelyről. Ezek a koponyák jelentik a legnagyobb *Sicista subtilis* gyűjteményt! A kutatás első nagy fordulatát jelentette, amikor kettő, több évig padlásokon pihenő, 1998-ban gyűjtött bagolyköpet-mintából 140 példány szöcskeegér koponya került elő (CSERKÉSZ 2007) (1.1. ábra). E nagy szám minden bizonnyal annak köszönhető, hogy a szöcskeegér gradált a Borsodi-Mezőségen! Ez a jelenség már a szélesebb szakmai közönség figyelmét is felkeltette. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (mai nevén Vidékfejlesztési Minisztérium) kérésére 2004-ben elkészült, majd elfogadásra került a Szöcskeegér Fajmegőrzési Terv (CSERKÉSZ 2004), amely bár még igen kevés és indirekt módszerrel gyűjtött adatra épült, mégis irányt adott a kutatásoknak, felhívta a figyelmet a

védelem fontosságára, valamint már konkrét védelmi javaslatokat is tett. A kutatást eddig kizárólagosan a Bükki Emlőstani Kutatócsoport (BEKE) tagjai végezték a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak segítségével.



1.1. ábra. Magyarországon előkerült csíkos szöcskeegerek száma 5 éves bontásban. Az 1936 előtti élvefogásoknál nem minden esetben ismert a befogott egyedek pontos száma.

Élvefogási kísérletek 2002 óta történtek a szöcskeeger feltételezett élőhelyén, azonban kellő anyagi források híján nagyobb volumenű csapdázásra nem volt lehetőség. Ezt a helyzetet a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Program egy pályázati kiírásának elnyerése változtatta meg 2005-ben (NFKFP6-115/2005). Az ökológiai kutatások BEKE vezetésével folytatódtak, illetve genetikai vizsgálatok kezdődhettek meg a Magyar Természettudományi Múzeum (MTM) Molekuláris Taxonómiai Laborban. A projekt gyors sikert hozott: 2006. június 21-én sikerült megfognom az első szöcskeegeret Cserkész-Nagy Ágnes és Ottlecz Barnabás segítségével, amelyet a mai napig 84 példány befogása követett (1.1. ábra). 2009-ben megalakult a „Birch Mouse Specialist Group” – ukrainai, lengyelországi, szlovákiai, dániai, romániai és magyarországi tagokkal – azzal a céllal, hogy a nemzetközi összefogás segítse a *Sicista* fajok kutatását és védelmét.

Csak remélhetem, hogy disszertációm nem az utolsó *trizona*-populációt, és annak kipusztulását dokumentálja, hanem a faj megismerése mellett az újbóli elterjedést segítheti elő.

## 1.2. Célkitűzések

Célkitűzésem nem kevesebb volt, mint egy szinte ismeretlen emlősfaj kutatása, ami – ha azt tekintjük, hogy 1936 óta senki nem látta, és sikerrel még soha senki nem csapdázta –, igen nehezen teljesíthető célnak tekinthető. Mivel a kutatás minden előzmény nélkül indult el, a prioritások között nyilvánvalóan a kezdeti, legfontosabbnak tartott kérdések tisztázása szerepelt.

Felmerül a kérdés, hogy egy doktori programban végzett kutatás keretén belül miért egy összetett témát választottam; miért szükséges egyszerre vizsgálni egy faj ökológiáját, taxonómiáját és természetvédelmi biológiáját? A kulcs a fajmegőrzés. A rendszertani státuszának és ökológiájának pontos ismerete nélkül nem végezhető el a konzervációbiológiai elemzés, nem készíthető és hajtható végre fajmegőrzési program, amely a legfontosabb célját jelenti kutatásaimnak. Mindezekről eddig csak szórványos adatokkal rendelkezünk, sokuk még a 19. században, vagy a századforduló táján keletkezett. Bármelyik tudományterület kiragadása, vagy kihagyása hátráltatta volna egy egységes, egész kép kialakítását. Morfometriai vizsgálattal nem csak a fajokat, alfajokat, vagy a már külön evolúciós úton járó morfometriai változatokat különíthetjük el, de bepillantást nyerhetünk a populáció koreloszlásába is. Ha az ökológiát vizsgálom, akkor arról is képet kaphatok, hogy az egyes alfajok között ökológiai eltérések is jelentkeznek-e. Hogy csak egy példát említsek: Ukrajnában a csíkos szöcskeegér (*S. subtilis nordmanni*) például elkerüli a gyomos foltokat (M. RUSIN és I. ZAGORODNIUK személyes közlése), miközben nálunk a *S. subtilis trizona* kedveli. A többi téma párhuzamos vizsgálata mellett szól az az érv is, hogy megvolt rá a lehetőség. A kutatás kezdetére összegyűlt nagyszámú szöcskeegér koponya lehetővé tette a morfometriai elemzést; elhivatott emlőskutató társaim (Czabán Dávid, Estók Péter, Ottlecz Barnabás, Péter Dávid) felbecsülhetetlen segítsége, valamint a BEKE támogatása lehetővé tette az intenzív és folyamatos terepmunkát, az ökológiai és konzervációbiológiai adatgyűjtést.

### Taxonómiai célkitűzések

- A *S. subtilis trizona* kraniometriai leírása, összehasonlítása többi európai *Sicista* taxonnal.
- A Kárpát-medencében élő *trizona* alfaj rendszertani státuszának tisztázása, mintagyűjtés és az anyagi források előteremtése az MTM Molekuláris Taxonómia laborjában végzendő genetikai vizsgálatokhoz.
- A „lengyel szöcskeegér-kérdés” tisztázása: a szöcskeegérnek melyik faja/alfaja fordul elő Kelet-Lengyelországban?
- Tehát a *trizona* önálló faji státuszának alátámasztása, esetleg bizonyítása.

## **Ökológiai célkitűzések**

- A csíkos szöcskegér habitat preferenciájának meghatározása.
- A szöcskegér élőhelyén található teresztris kisgerinces közösség összetételének leírása.
- Időjárási indikátorok keresése: a kisgerinces közösség – beleértve a szöcskeegeret is – populációdinamikája és az azt befolyásoló időjárási faktorok meghatározása.
- Indikátorfajok keresése, amelyek populációdinamikája a szöcskegéréhez hasonló, így alkalmasak annak jelzésére.

## **Konzervációbiológiai célkitűzések**

- Előfordulási helyek feltérképezése nem csak a Borsodi-Mezőségen, az ismert élőhelyen, hanem a Kiskunságban és a Hortobágyon is, a korábbi előfordulási helyeken.
  - Az állományhanyatlás okainak és az aktuális veszélyeztető tényezők körének feltárása.
  - Cselekvési sor kidolgozása, amely képes a további hanyatlást megakadályozni.
  - Természetvédelmi kezelések módszereinek meghatározására hatásuk monitorozása.
- Tehát egy fajmegőrzési program összeállítása és végrehajtásának megkezdése.

## 2. Irodalmi áttekintés: Egy igazi hungarikum, a csíkos szöcskeegér

Prof. Festetics Antal szavait, miszerint „a szöcskeegér Hungarikum a javából”, valószínűleg senki sem vitatja. Az egyetlen emlőstaxon, amely minden jel szerint már csak nálunk él, így megőrzésében nagy a felelősségünk. A szöcskeegér bemutatásakor a *S. subtilis trizona* alfaj (2.1.ábra) ismertetésére szorítkozom, a többi *subtilis* alfajra vonatkozó információkat csak akkor mutatok be, ha a *trizonáról* nincs elérhető az adott témában, vagy csak nagyon hiányos. Más alfajokról összefoglalókat olvashatunk SLUDSKIY (1977) és PUCEK (1982) írásaiban.



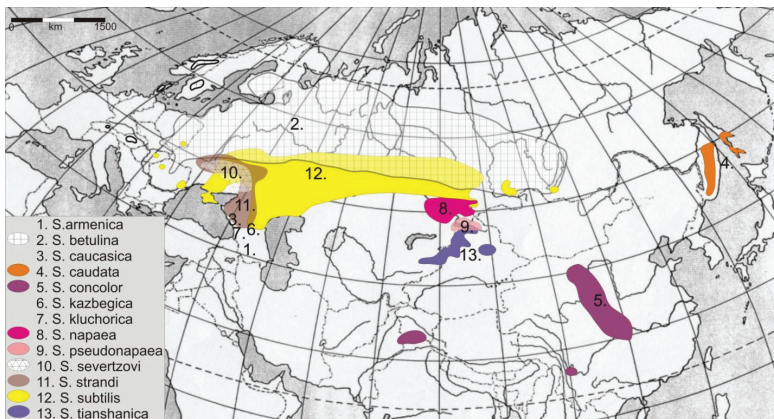
2.1. ábra. A csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) első fotóinak egyike.

### 2.1. Rendszertan

KLINGENER (1984), NOWAK (1999) és WILSON & REEDER (2005) a Dipodidae családba sorolják a Sicistinae, az Allactaginae, a Cardiocraniinae, az Euchoreutinae, a Zapodinae és a Dipodinae alcsaládokat. Mások, TATE (1947), NOWAK (1991), PANTELEYEV (1998), GOGOLEVSKAYA & KRAMEROV (2002) a Dipodidae családot megbontják és külön családba (Zapodidae) sorolják a Sicistinae és a Zapodinae alcsaládokat. A két család között elsősorban anatómiai különbségeket találtak. A „dipodidák” szélsőségesen alkalmazkodtak az ugráshoz az hátsó lábon összenőtt alsó lábszárcsont, valamint az utolsó 5 nyaki csigolya füzője által. Ezenkívül dobhólyaguk (bulla tympanica) is jellegzetesen megnagyobbodott (LYON 1901, NOWAK 1999). A „zapodidáknál” – a *Zapus* és *Sicista* fajoknál – ilyen módosulások nem figyelhetők meg. SHENBROT (1992) a Dipodoidea szupercsaládon belül négy családot is elkülönít: Allactagidae, Dipodidae, Zapodidae and Sminthidae (=Sicistidae). Eddigi kezdeti genetikai vizsgálataink is arra utalnak, hogy a szöcskeegerek külön családot alkotnak (MAJOR Á.

személyes közlése). A szöcskegér család feletti rendszertani besorolása: Myomorpha alrendág, Sciurognathi alrend, Rodentia rend (WILSON & REEDER 2005).

A *Sicista* genusnak jelenleg 13 tagját ismerik (WILSON & REEDER 2005), azonban a leírt fajok száma várhatóan még növekedni fog. A jelenleg fajként elfogadott taxonokat és ezek areáját az 2.2. ábra szemlélteti. A *Sicista* genus átalakuló, még nem tisztázott taxonómiája miatt indokolt a fajcsoport (*superspecies*) kategória használata is. A *subtilis*-fajcsoportba a *S. subtilis* jelenlegi alfajai, valamint a korábban alfajnak, ma önálló fajnak elismert taxonok tartoznak.



2.2. ábra. A *Sicista* fajok elterjedése (NOWAK 1991, WILSON & REEDER 2005 és IUCN 2010 alapján módosítva).

A *S. s. trizona* alfaji státuszát morfológiai bélyegek alapján MÉHELY (1913) állapította meg. Vizsgálatai során derült fény arra, hogy a FRIVALDSZKY (1865) által leírt *Mus trizonus* valójában *Sicista*, annak is egy addig nem ismert alfaja, a *Sicista loriger trizona* (= *S. subtilis trizona*) (MÉHELY 1913). MÉHELY besorolása jelenleg is elfogadott, erre hivatkoznak külföldi szakirodalmak is (PUCEK 1982, SOKOLOV et al. 1986).

A politipikus *Sicista subtilis* rendszertana napjainkban is kutatás tárgya. A korábban *S. subtilis severtzovi* néven ismert alfajt ma külön fajnak tekintik, és már leírták egy alfaját is, a *S. severtzovi cimlanicát* (KOVAL'SKAYA et al. 2000). A Don és Volga torkolatvidéke a speciáció szempontjából egy forró pont lehet. Ezen a területen fordul elő 2 *subtilis* alfaj (a *S. s. nordmanni* és a *S. s. subtilis*) és a *S. severtzovi* kisebb átfedésekkel (2.2. ábra), és innen származhat a Nyugat-Európáig is eljutó *S. subtilis* (dél- és nyugat-európai pleisztocén leletek összefoglalását lásd: JÁNOSSY (1953) és KOWALSKI (1979). A faj kontinentális terjedését elősegítette az akkor

még szabadon vándorló folyamok sokszoros mederváltozása. Amennyire a száraz és az elöntött területek dinamikus változása hozzájárult a vándorláshoz, a nagy folyamok – különösen a 20. századi szabályzásokat követően – barriert is állítottak a megtelepedett populációk közé, megteremtve ezzel a külön evolúciós utak kialakulásának esélyét. MÉHELY (1913) a péniszen lévő anatómiai képleteket megfigyelve már bemutatta, hogy a magyar alföldi forma eltér a hegyvidékitől és a Kárpátokon kívüli formáktól. Ő ezt alfaj szintű különbségnek látta. A *Sicista* genus új tagjait külső morfológiai eltérések nélkül, kromoszómaszerkezeti jellegek alapján írják le (SOKOLOV et al. 1987, 1989, KOVAL'SKAYA et al. 2000).

A *S. s. trizona* ( $2n=26$ ;  $NF=46$ ;  $NFa=48$ ) (HAM et al. 1983) alfajnak jelenleg egyetlen előfordulási helye ismert, a Borsodi-Mezőség. Számos külföldi szakirodalom tévesen hivatkozik MÉHELY (1913) tanulmányára és az Orosz Endre által 1897-ban Apahidán (Kolozsvártól 10 km-re) gyűjtött szöcskeegérré. Az egyed neme nőstény, így az nem alkalmas az alfaji besorolás eldöntésére. A tanulmányok által a példánynak a *S. s. trizona* alfajba történő sorolása megalapozatlan. MÉHELY (1913) írja is, hogy az apahidai példány más „tájfajtához” tartozhat, mert az erdélyi Mezőség „nem tipikus alföld, sőt inkább alacsony fensík”.

#### **A *S. subtilis* fajcsoport egyéb európai tagjainak státusza (2.3.ábra)**

*S. s. nordmanni* ( $2n=26$ )

Románia: Dobrudzásban és moldvai folyóvölgyekben él, mint a Valea lui David, vagy a Valu lui Traian (AUSLÄNDER et al. 1959, SIMIONESCU 1965, SIMIONESCU 1973), leírták Olténiában is (POPESCU et al. 1976); jelenlegi státusza ismeretlen.

Bulgária: 1 példány ismert Toschewo-ból (bolgár Dobrudzsa) (AUSLÄNDER et al. 1959). Státusza ismeretlen – valószínűleg kipusztult.

Ukrajna: Dnyeper-síkság déli részein él a Donig (AUSLÄNDER et al. 1959, SOKOLOV et al. 1987, ANTONETS 1997, KOVAL'SKAYA & FEDOROVICH 1997, KOVAL'SKAYA et al. 2000, ZAGORODNIUK 2005, ZAGORODNIUK & SELJUNINA 2009). Északra a *S. severztovi* váltja fel (KOVAL'SKAYA et al. 2000). A Fekete-tenger északi partvidékén nem ritka (SELYUNINA 2003, 2005).

Oroszország: a Don torkolatának nyugati partvidékén fordul elő (KOVAL'SKAYA et al. 2000)

*S. s. subtilis* ( $2n=24$ )

Oroszország: a Volga alsó folyásánál él (KOVAL'SKAYA et al. 2000)



*S. s. vaga* (2n= 24)

Oroszország: előfordul a Volga felső folyásánál, valamint az Urál menti sztyeppéken (PUCEK 1982).

### Tisztázatlan rendszertani helyzetű *S. subtilis* populációk

Lengyelország: egy élvefogási adata ismert: 1994.05.29. 14 óra, 16°C, *Festuco–Brometea* száraz gyepek növénytársulásában (BARANIAK et al. 1998); valamint az utóbbi években bagolyköpetből is előkerült (CSERKÉSZ et al. 2009).

Erdély: a Szamosmenti-dombságban, valamint az Erdélyi-Mezőségen életképes populációja maradhatott fent, amire egyelőre bagolyköpetekből származó adatok utalnak (ACZÉL-FRIDRICH & HEGYELI 2009). Lásd a 2.3. fejezetben.



2.3. ábra. A *S. subtilis* superspecies tagjainak európai elterjedése.

## 2.2. Külső morfológia

Tömeg: 3,5–14,6 g (átlag= 7,7 g), testhossz: 49–61 mm ( = 60,1 mm), fark hossza: 56–76 mm ( =71 mm). A fark hossza mindig nagyobb a testhossznál, a fül szőrös és fekete foltos, és a test színében nincsen gesztenyebarna szín, tehát vagy sárgás, vagy szürkés barna. A fiatalok színeesebbek, jellemzőbb az élénksárga árnyalat, főleg az oldalsó részeken. A háton futó fekete csíkok száma is variál. Az adult példányok hátán egy fekete csík fut, amit két oldalról világos sáv határol. A fiatalokon e szélesebb világos sávot, vagy foltot még egy fekete csík szegélyezi kétoldalt a hát és az oldal határán (2.4.ábra). AUSLÄNDER & HELLWING (1957) hasonló színváltozatosságot figyelt meg romániai *S. subtilis nordmanni* esetében.



2.4. ábra. Balra: a nyíregér, vagy északi szöcskegér (*S. betulina*) farka hosszabb, mint a csíkos szöcskegéré, valamint az egyöntetű barna szőrzetét csak egy fekete csík kíséri. Jobbra: juvenilis csíkos szöcskegér jellegzetes sárgás színű „ruhában”.

### 2.3. Európai elterjedési terület

A *trizona* alfaj elterjedése a Kárpát-medence síkságaira korlátozódik. Határainkon kívül napjainkban is előfordulhat bánáti, valamint bácskai területeken. A Vajdaságból utoljára 1983-ban közöltek adatot, azóta az intenzív kutatás ellenére sem kerül elő (HAM et al. 1983, PAUNOVIC, M. személyes közlése). A Bécsi-medencéből kipusztult (PUCEK 1999). Szlovákiában több példányát is megtalálták bagolyköpetben, azonban valószínűleg mára kipusztult (DEMETER & OBUCH 2004).

2009 februárjában Erdélyben a faj két példányát (egy állcsont, ill. egy pár állkapocs) találták meg ismeretlen korú, de recens törmelékes köpetanyagban (ACZÉL-FRIDRICH & HEGYELI 2009). A jelzések nagy jelentőséggel bírnak, mivel több mint száz év után ezek a faj első adatai Erdélyből. A fajnak egyetlen jelzése volt: az OROSZ ENDRE által Apahidán 1897-ben begyűjtött példányt az MTM Emlősgyűjteményben őrzik. Az első maradványok előkerülését azóta újabbak is követték (ACZÉL-FRIDRICH Zs. személyes közlése), amelyek már bizonyítják a csíkos szöcskegér jelenlegi előfordulását a Szamosmenti-dombság területén. A környékbeli élőhelyek jó minőségét figyelembe véve valószínűnek tartjuk, hogy a mai napig fennmaradhattak állományai a területen.

### 2.4. Jelenlegi hazai elterjedés

Hazánkban jelenleg csak a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzetből ismert, itt az állandóan előkerülő, ritka fajok közé sorolható. E tájvédelmi körzet központjában lévő néhány

lelőhelyen havi gyakorisággal előkerül bagolyköpetből, miközben a perifériákon alkalmi az előfordulása (CSERKÉSZ 2007). A Kiskunsághoz közel, Baján bagolyköpetből került elő több mint 30 éve (SCHMIDT 1971), de azóta innen nincsen újabb bizonyított előfordulása, így lokálisan kipusztultnak tekinthető. A Hernád-völgyből 1969-ből származnak az első adatai (SCHMIDT 1971), majd 1994-ben ismét előkerült egy példánya bagolyköpetből (SZENTGYÖRGYI et al. 1996). Az utóbbi 50 év hortobágyi előfordulásairól nincsen elérhető bizonyító példány. Egy kétes bagolyköpetből történő előkerülése (ENDES et al. 1991), valamint egy szintén kétséges 1995-ös (PALOTÁS G. személyes közlés) és egy bizonyítottan téves 1965-ös (ENDES 1990) megfigyelés adata ismert. A bemutatott bizonyító fotón pirók erdeiegeér (*Apodemus agrarius*) látható (ENDES 2004).

## 2.5. Élőhely

A korábbi magyarországi előkerülési helyek vegetációjáról nincs információ, azonban külföldi példányok élőhelyei ismertek.

A *trizona* alfajt Ausztriában „fás sztyeppi biotópban”, homokpuszta-gyepeken – ahol a jellemző fajok a *Bromus tectorum* és a *Festuca vaginata* – és pannon sztyeppréten, „*Astragalo-Stipetum*” sztyeppi biotópokban találták meg. A Vajdaságban található Deliblát területén, a természetes élőhelyeken kívül gyümölcsöskertben, féltermészetes területen, szórvány gyümölcsadó fákkal, pl. dió – de körülöttük madarak ültette borókákkal – szilva, szőlő, stb. került elő.

Érdemes más *S. subtilis* alfajok élőhely feltételeit is áttekinteni. Romániában 3 éves lucernából került elő a *S. subtilis nordmanni* (AUSLÄNDER & HELLWING 1957). POPOV (1960) a Volga–Káma régióban bogáncsos társulásban is megfogta! M. RUSIN és I. ZAGORODNIUK szerint (személyes közlés) bogáncsos, gyomos élőhelyeken nem fordul elő a faj Ukrajnában. FLINT (1960) szerint a szöcskegeér Kazahsztánban nagyon sokféle társulásban előfordul. IZDEBSKII (1962) szerint kerüli a fekete erdőtalajt, és ezért preferálja inkább a Dnyeszter bal partját.

## 2.6. Életmód

Életmódjáról nagyon kevés és csak bizonytalan információkkal rendelkezünk. A szöcskegeér többnyire éjszakai életmódú állat. VÁSÁRHELYI (1929) szerint nyáron is raktároz élelmet, amit a hűvösebb napokon fogyaszt. Fészket csak élelemgyűjtéskor hagyja el, egyébként a fészek bejáratát is eltömi. E viselkedés magyarázat lehet arra, hogy miért kerül ennyire ritkán szem elé, és csapdázásának sikere miatt szakaszos és fluktuáló.

VÁSÁRHELYI I. nem figyelte meg a csikos szöcskeegérről, de más *S. subtilis* alfajról megállapították, hogy saját járatot nem épít (FLINT 1960). VORONOV (1951) szerint két tevékenységi csúcs jellemző: 1–1,5 órával napnyugta után és egy másik kisebb reggel. Orosz szerzők (ROKITANSKY 1952, BOLSHAKOV et al. 1977) írják, hogy a szöcskeegerek 10–12 °C-nál alacsonyabb hőmérséklet esetén nem jönnek elő földalatti fészkeikből. Téli álmod alszik. Ausztriában legkésőbb október 15-én fogták (BAUER 1960). Magyarországon is ismert, hogy október közepén is találtak még szöcskeegeret (CERVA 1929). Szintén Ausztriában, egy alkalommal – február 5-én – gyűjtötték téli álmod alvó egyedét (BAUER 1960).

Éjszaka aktív, de nappal – dél tájban – is sikerült már csapdával megfogni. Vizsgáltam a fogságban tartott egyedek napi aktivitását is. Az eredményeket a 4.3. fejezetben ismertetem.

## 2.7. Táplálkozás

MÉHELY (1913) az ürbői példányok gyomrában rovartörmelégeket és hernyófoszványokat talált, de PETÉNYI S.-ra hivatkozva megemlíti, hogy a szöcskegér a növényi tápláléktól sem idegenkedik.

E megfigyeléseket alátámasztják az orosz és román alfajokkal végzett vizsgálatok, amelyek növényfogyasztása mellett kiemelik rovarpreferenciáját is. ZAGORODNIUK & SELJUNINA (2009) 40–70%-ban adja meg az állati eredetű táplálékok arányát. 22 Romániából származó példány gyomrában szinte kizárólag állati eredetű táplálékot találtak, elsősorban rovarokat: Lepidoptera lárvákat (Noctuidae), Coleoptera (Curculionidae, Scarabaeidae, Carabidae) és a Heteroptera, Arachnida, Orthoptera, Diptera, Dermaptera (*Forficula* lárvák), Hymenoptera (Formicidae), Myriapoda maradványai is előkerültek (AUSLÄNDER & HELLWING 1957). E szerzők szerint a szöcskegér étlapjáról hiányoznak az éjszaka gyorsan mozgó rovarok, mint például a mezei tücsök (*Gryllus campestris*). Az Orthopterákat azok éjszakai merev állapotukban vadásszák. PUCEK (1982) hivatkozik VORONOV (1951) közleményére, ami szerint fogságban a növényi táplálékokat elutasította, ha elég állati eredetű volt elérhető. Táplálékválasztási kísérletekben a hernyókat, tücsköket, levélbogarakat és pókokat preferálta. Magvak közül az akár nagyon kis méretűt is, de magas keményítő és zsírtartalmúakat kedvelte. A gyökereket is megrágja. Egy nap során testtömegének 50–100%-ának megfelelő mennyiségű táplálékot is elfogyaszthat.

## 2.8. Szaporodás és populációdinamika

Kizárólag fogságban tartott példányon vizsgálták szaporodását egy alkalommal (VÁSÁRHELYI 1929). A vemhesség 21 napig tartott és 4 utód született. Földalatti fészük tojásdad alakú, mintegy 6 cm átmérőjű, melynek belsejét száraz fűszálakkal, szétdarabolt növény szárakkal és „a vörös bogács lágy bőbitájával bélelik ki”.

Észak-Kazahsztánban június végén (VORONOV 1951), Romániában júliusban fogták az első juvenilis példányokat (AUSLÄNDER & HELLWING 1957). A nőstényeknek évente csupán egy almuk van, a vemhesség átlag 26 napig tart (FLINT 1960). CVETKOVA (1978) tapasztalt egyedül második almot fogságban, miután az első elpusztult. Egy alom leggyakrabban 4–5 fiatalból áll (FLINT 1960). A Krími-félszigetről KHODIKINA (1965) 2–8 utódból álló almokat említ ( $\bar{x} = 5,5$ ).

A Krim-félszigeten 1956–1962 között 0,1–0,6% volt a *S. subtilis* aránya, egyes helyeken azonban 1,5% és 5%-os gyakoriságban is megtalálták (KHODIKINA 1965). Frissebb adat szerint 1,2 szöcskeegér/100 csapdaéjszaka a gyakorisága az ukrán Fekete-tengeri bioszféra rezervátumban, és az állomány kissé erősödik (SELYUNINA 2005).

Állományának átmeneti, jelentős növekedése, „gradáció” előfordulhat. Észak-Kazahsztánban bizonyos időszakokban, a fogott kisemlősöknek akár 25%-a is lehet szöcskeegér (FLINT 1960). Ukrajnában a Fekete-tenger melléki sztyeppéken azt tapasztalták, hogy esős években a szöcskeegér jobban elszaporodik (SELYUNINA 2003).

## 2.9. Természetes ellenségei

Hazánkban eddig kuvik (SCHMIDT 1971), erdei fülesbagoly (SZENTGYÓRGYI P. személyes közlése) és gyöngybagoly köpeteiben találták. SERES N. (személyes közlés) erdei fülesbagoly fészkében talált elhullott példányt a Borsodi-Mezőségen. Lengyelországban macskabagoly köpetéből is előkerült (CSERKÉSZ et al. 2009). Minden bizonnyal rókák, vaddisznók, egyéb ragadozó emlősök és madarak is zsákmányolhatják.

### 3. Anyag és Módszer

#### 3.1. Nomenklatúra

Tudományos nevek tekintetében WILSON & REEDER (2005) munkáját vettem alapul, a magyar neveket CSORBA (2007) ajánlásai szerint írom. Azonban megjegyzem, a fajcsoport magyar és angol nevei félrevezető, a fajok nem valós tulajdonságaira utalnak. A csíkos szöcskeegér, 'Southern birch mouse' (*S. subtilis*) esetében a korábbi névhez, a csíkosegérhez kellene visszatérni, kiegészítve egy déli előtaggal valamint angolul is szerencsésebb lenne a 'Southern striped mouse', tekintve, hogy ez a faj nem kötődik a nyírhez (angolul 'birch'). Másrészt a *Sicista* fajok (és a Zapodidae család (NOWAK 1999) többi tagjai) nem ugranak szöcske módjára sem, így a szöcskegér név sem szerencsés. A *S. betulina* javasolt magyar neve nyír csíkosegér, röviden nyíregér, angolul 'Birch striped mouse' az északi szöcskegér és a 'Northern birch mouse' helyett. Utóbbi ugyanis az egyetlen *Sicista*, amelyik kötődik a nyírhez.

Jelen dolgozatomban azonban még a szöcskegér elnevezést használom.

#### 3.2. Vizsgálati terület bemutatása: a Borsodi-Mezőség

A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet területének déli részei a lecsapolás, kiszáritás előtt a Tisza árterei voltak, míg az északi részek a Bükkből érkező vízfolyások hordalékkúpja. A hordalékkúpon elterülő pusztai része egyetlen hatalmas gyepterület, melyet a kanyargó mocsarak szabdalnak fel, míg a peremeken és a pusztai gyepek közé zárványként ékelődve szántóterületek találhatók. A száraz gyepterületek részben ősi löszpusztarétek és szikesek, melyeket hagyományosan legeltetéssel hasznosítottak, hasznosítanak. Fajai egyrészt alföldi jellegűek (pl. macskahere (*Phlomis tuberosa*), hengeresfészű peremizs (*Inula germanica*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), másrészt a Bükkaljáról részben a patakok segítségével „lehordott” sztyepp- és erdőssztyepp fajok (pl. agárkosbor (*Orchis morio*), tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*), parlagi rózsza (*Rosa gallica*). Míg a löszgyepek esetén a legeltetés erős degradációs tényező, addig a természetes, ősi szikesek esetében a nyílt felszínű gyepek fő fenntartó tényezője. A Borsodi-Mezőség területén mind az ősi típusú szikesek, mind pedig a vízrendezés hatására a réti talajok szolonyeceseedésével létrejött másodlagos állományaik megtalálhatók. A szikesek fajai jórészt kontinentális – eurázsiai elterjedésűek, melyek jól alkalmazkodtak a klimatikus, talajtani adottságokhoz. A tájban jelentős kiterjedésű gyepeket találunk (kb. 25%), melyek megoszlása jellemző térbeli anomáliát mutat. Délkeleten a Tisza egykori magas árterén erekkel és övzátányokkal sűrűn behálózott pusztai rész található. A gyepek száma és kiterjedése ezzel szemben nyugati irányban jelentősen lecsökken, a Bükkalja

peremén, a löszplatókon a természetes vegetáció teljesen felaprózódott. Az egykori morotvákkal tarkított pusztán jelentős kiterjedést érnek el a vizes élőhelyek (hínártársulások, mocsarak, mocsárrétek), melyek természetes fluktuációját és regenerációját a klimatikus viszonyokon kívül a vizes rekonstrukciós munkák is elősegítik. Szolonyec szikesei jelentősek, változatos megjelenésűek. Az erdőket jobbra fülzigetek és telepített tölgyesek képviselik (sok esetben értékes orchideafajokkal). Egykori sziki erdőssztyepp erdeje erősen degradálódott, viszont sziki magaskórósai még természetesekek (Szil-pusztá): réti ősziróza (*Aster sedifolius*), aranyfűrt (*Aster linosyris*), sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) karakterfajokkal. A hínarak közül kiemelendő a fehér tündérróza (*Nymphaea alba*), kolokán (*Stratiotes aloides*), rucaöröm (*Salvinia natans*), míg mocsárréteken, kaszálókon előfordul a zsombéksás (*Carex elata*), a kétsoros sás (*Carex disticha*), a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) és a fátyolos nőszirm (*Iris spuria*) is. Lösznövényzete jelentős, a löszháton az alábbi karakterfajokkal: macskahere (*Phlomis tuberosa*), hengeres peremizs (*Inula germanica*), hasznos tisztessű (*Stachys recta*), tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), agárkosbor (*Orchis morio*). A Bükkalja felé kollin (dombvidéki) fajokkal gazdagszik a löszvegetáció: dunai szegfű (*Dianthus collinus*), koloncos lednek (*Lathyrus lacteus*), pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*). Száraz szikeseken fordul elő a heverő seprűfű (*Bassia prostrata*), a sziki és az erdélyi útifű (*Plantago maritima*, *P. schwarzenbergiana*), míg szikes mocsarak értékes eleme a buglyos boglárka (*Ranunculus polyphyllus*) és a kiséfészű aszat (*Cirsium brachycephalum*). Özönnövényei közül a csatornák mentén terjedő gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) okozza a legjelentősebb problémát (KIRÁLY et al. 2008).

A terület északi részén agyagos vályog mechanikai összetételű, többnyire erősen savanyú, 2–3% humusztartalmú, csernozjom barna erdőtalajok (a terület 30%-án) jellemzőek. A délebbi löszös felszíneken a szikes és a réti talajképződmények uralkodnak. Ezek közül a réti szolonyec (30%), a szolonyeces réti talajok (19%) és a réti talajok (10%) kiterjedése jelentős. Éghajlata mérsékelt meleg–száraz. A csapadék egész évben kevés, mindössze évi 560–600 mm között ingadozik. Az évi középhőmérséklet 9,8–10 °C (MAROSI & SOMOGYI 1990).

### 3.2.1. A kutatási terület cönológiai jellemzése

Három vegetáció-típus *Artemisia santonicae*–*Festucetum pseudovinae*, *Carduetum acanthoidis*, *Convolvulo*–*Agropyretum repentis* fordul elő a legnagyobb arányban a területen (3.1. ábra), mindhárom feltehetőleg kb. 10–15 éve felhagyott szántók, legelők illetve gazdasági épületek helyén formálódott. Legnagyobb területet a mezei szulák–tarackbúza társulás borít, melybe ágyazódva jelenik meg az útszéli bogáncsos és kis kiterjedésben az ürmös szikespuszta.

A társulások mozaikos megjelenése mellett egymásba ágyazódásuk miatt is szegélyeiken átmeneti zónákkal érintkeznek, olykor nagyobb foltokban is.

Mindezek mellett, az útszéli bogáncsos társulással nem érintkezve elsősorban nedvesebb gyepfoltok (*Alopecurus pratensis* gyep, és ennek kaszálója; *Carex melanostachya* dominált sásos; *Carex riparia* és *Phalaroides arundinacea* uralta másodlagos mocsárrét), valamint fiatal parlag területek és akácok (egyik folt elakácosodott régi gyümölcsös) fordulnak elő.

A monitorozásra használt kvadrátokat (3.1. ábra) négy csoportba érdemes sorolni (részletes adatok a kvadrátokról a 2. mellékletben található). Külön érdemes foglalkozni a 2005-ben leásott 1-es kvadráttal, mert ez nem klasszikus szőcskeegér élőhelyen (= bogáncsos, vagy aszatos) helyezkedik el, hanem rövidfűvű legelőn (*Artemisia santonicae*–*Festucetum pseudovinae* és *Convolvulo*–*Agropyretum repentis*). Ezen a kvadráton a vegetáció szerkezete lényegében nem változott az évek során.

A 4-es kvadrát bogánccsal borított (*Carduetum acanthoidis*) élőhelyen helyezkedik el, azonban 2006-ban szárazúzták a teljes legelőt, így a 4-es kvadrátot is, aminek következtében a bogáncsos borítás megszűnt.

A 2006. júniusban és júliusban leásott 2., 3., és 5. kvadrátok borítása 2006-ban közel összefüggő bogáncsos volt, kaszálás egyik évben sem érintette. Ezek a helyek egymáshoz közel vannak, így az innen származó adatok összevonhatók.

A 10-es kvadrát egy évvel később, 2007. júliusban került kialakításra. Ezt az élőhelyet 2009-ig sem kaszálás, sem legeltetés, sem szárazság nem érintette. A vegetáció az évek során változatlan magasságú és kiterjedésű, köszönhetően annak, hogy viszonylag alacsonyabb térszínen helyezkedik el és hasznosíthatatlan növényfajok alkotják. Jellemzően egy elgyomosodott sziki rét: mezei aszat (*Cirsium arvense*), bókóló sás (*Carex melanostachya*), és száraz nád (1/3–1/3 borítással) alkotta magaskórós társulás, körülötte közönséges tarackbúzás (*Elymus repens*) rét. A kvadrátokról a 7. mellékletben fotók találhatók.



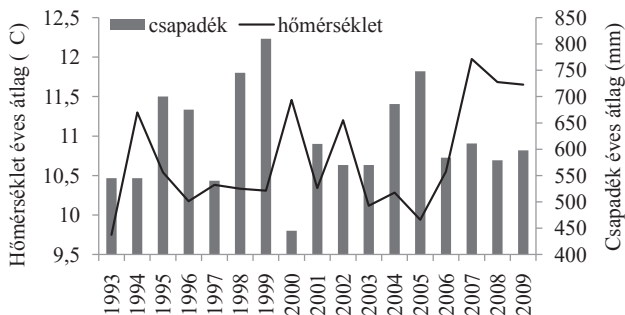


3.1. ábra. A nagyecséri monitoring terület vegetáció térképe a monitorozásra használt kvadrátokkal.

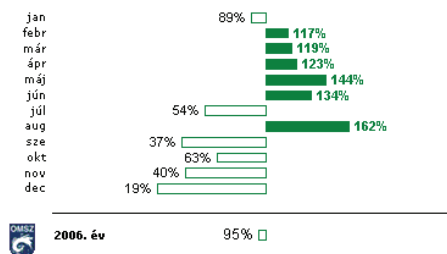
### 3.3. A kutatási időszak időjárásának rövid áttekintése

Terresztris kismélsők populációdinamikáját éghajlatunkon leginkább az időjárás, ezen belül is elsősorban a csapadék mennyisége határozza meg (HANSKI et al. 1991), ezért lényeges részletesebben is áttekinteni a kutatási időszak szélsőségeivel terhelt csapadékviszonyait.

Amennyiben a kutatás kezdetétől, 1993-tól – amikor a bagolyköpet gyűjtés megkezdődött – nézzük a csapadék adatokat, három csapadékos időszakot találunk. 1995–1996, majd 1998–1999 erősen csapadékos évek voltak, amelyeket aszályos időszakok követtek. 2004–2005-ben ismét csapadékosabbra fordult az időjárás, amely még 2006 első felére is kiterjedt (3.2., 3.3. és 3.4. ábrák).

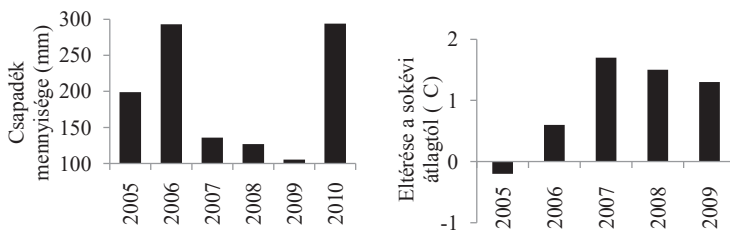


3.2. ábra. A csapadék és a hőmérséklet éves országos változása 1993 és 2009 között.  
Adatforrás: Vízügyi Adatbank ([www.vizugy.hu](http://www.vizugy.hu)) és OMSZ ([www.met.hu](http://www.met.hu)).



3.3. ábra. Csapadék anomália és időjárási fordulat 2006-ban: havi csapadékösszegek az 1971–2000-es normál százaléklában (58 állomás homogenizált, interpolált adatai alapján). A kép forrása: OMSZ ([www.met.hu](http://www.met.hu)).

Részletesebben áttekintve a csapdázási évek csapadékvizonyait megfigyelhető, hogy a kutatási területen (de általánosan Magyarországon is) 2006 tavasz és 2010 tavasz között csökken a csapadék mennyisége, illetve a csapadékmaximum főként június és július hónapokban jelentkezik. Szintén jellemző, hogy a havi mennyiség pár nap, vagy akár néhány óra alatt lehull, a talaj nem képes elszívárogtatni a hatalmas csapadékmennyiséget, így ez felszíni lefolyás formájában eltávozik a területről és nem raktározódik el. Mindennek az a következménye, hogy a területek egyre szárazabbá válnak, az állatoknak takarást és élelmet biztosító vegetáció fejletlen marad, illetve kiszárad. A növényzeti takaró hiányát elsősorban a tavaszi esőzések elmaradása okozza. Jól látható a 3.4. ábrán, hogy a 2006 utáni három évben a tavaszi csapadék mennyisége jelentősen visszaesett.



3.4. ábra. Balra: a csapadék tavaszi mennyisége; jobbra: az országos éves középhőmérséklet eltérése a sokévi (1971–2000-es) átlagtól (15 állomás homogenizált, interpolált adatai alapján) 2005 és 2010 között. Adatforrás: Vízügyi Adatbank ([www.vizugy.hu](http://www.vizugy.hu)) és OMSZ ([www.met.hu](http://www.met.hu)).

A 2007–2009 között az országos éves középhőmérséklet eltérése a sokévi átlagtól viszonylag magas: 1,3–1,7 °C (3.4. ábra). A csapadék éves mennyisége és az éves átlaghőmérséklet között marginálisan szignifikáns negatív összefüggés ( $r=-0,42$ ;  $p=0,09$ ) mutatkozott 1993 és 2009 közötti időszakban.

### 3.4. Vizsgálati módszerek

Átfogó emlőstani kutatásban egyetlen módszer kizárólagos használata nem célszerű, ezért munkám során több módszert alkalmaztam párhuzamosan. Itt csak röviden mutatom be ezeket, mert mindegyikről tekintélyes mennyiségű szakirodalom látott napvilágot az utóbbi évtizedekben, így inkább csak a vizsgálataim szempontjából fontos sajátosságokat, valamint információkat vázolom fel röviden.

#### 3.4.1. Bagolyköpet-elemzés

Bizonyos ritka és speciális életmódot folytató emlősök kimutatására olykor ez az egyetlen módszer (DENYS et al. 1999). A szöcskeegér előfordulásának bizonyítására is a leghatékonyabb módszer a bagolyköpet-elemzés. Szerbiában (TVRTKOVIĆ & DZUKIĆ 1974) és Szlovákiában (DEMETER & OBUCH 2004) a bizonyító példányokat ezzel a módszerrel találták meg. Természetvédelmi és állatvédelmi szempontból kifogásolhatatlan, amennyiben a gyűjtés a baglyok zavarása nélkül történik. Amennyiben egy faj jelen van a bagoly vadászterületén – és az aktivitási ideje egybeesik a bagoly aktivitási idejével – akkor nagy valószínűséggel 500 táplálékállatból kimutatható (saját publikálatlan adat). A köpetek fajösszetétele összefügg a bagoly territóriumában található emlősök előfordulási arányával, így bizonyos feltételek mellett alkalmas a táplálékállatok gyakoriságának monitorozására. Az adott faj aránya a ragadozó táplálékában azonban több fajspecifikus tényezőtől is függ, mint a profitabilitás, energetikai

érték, valamint számos külső változótól, mint pl. az alternatív prédák elérhetősége, környezeti tényezők, évszak (MIKKOLA 1982).

Kutatásaim során 84 helyen gyűjtöttem gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetet; legtöbbet a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet (BMTK), a Kiskunság, a Hevesi Füvespuszták és a Hortobágy területén (gyűjtési helyek listája az 1. mellékletben). A BMTK-ben 2 épületben rendszeres, évszakonkénti mintavételre is lehetőség nyílt, a többi helyen tavasszal és ősszel végeztünk gyűjtést. Az összes meghatározott táplálékállatok száma 40016. A legtöbb emlősfaj koponyajellegek és méretek alapján történő azonosítása PUCEK (1981, 1982) és TOPÁL (1969) munkáinak felhasználásával történt. A *Rattus* és *Neomys* genus tagjai nem lettek elkülönítve, mivel a fajsztípus biztos elkülönítés még nem megoldott. A *Rattus*-ok esetében ép agykoponya szükséges a határozáshoz, amely képlet a bagolyköpetekben többnyire eltörik. Köpetekből előkerülő házi egér (*Mus musculus*) és gűzüegér (*M. spicilegus*) maradványok elkülönítésére Magyarországon nem fektettek eddig hangsúlyt, miközben az európai fajokra már több egyszerű módszert is kidolgoztak (ORSINI et al. 1983, MACHOLÁN 1996). Emiatt először hazai koponyákon teszteltem a külföldön már bevált módszereket, valamint újat dolgoztam ki (CSERKÉSZ et al. 2008). Az erdei egerek (*Sylvaeus* subgenus) esetében hasonló a helyzet. Itt is teszteltem a publikált határozókulcsokat és hazai mintákra újat fejlesztettem ki (CSERKÉSZ 2005). A *Mus* és *Apodemus* koponyák, koponyatöredékek legalább 90%-a e határozókulcsok segítségével meghatározható.

A bagolyköpetek száma nem ismert, mert a töredezett és törmelékes állapotú köpetek is begyűjtésre kerültek sok helyen. Emlős zsákmányállatok esetén a bal és jobb állkapcsokat, valamint a koponyákat külön számoltam és a nagyobb értéket tekintettem egyedszámnak.

### 3.4.2. Élvefogó csapdázás

Márciustól novemberig havonta egy alkalommal csapdáztunk 2006 és 2010 között. Egy munkaperiódus 6 napot – 5 éjszakát tartott. Áradást és jelentős talajvízszint emelkedést okozó esőzések és egyéb körülmények (például tűzokdörgés) miatt néhány periódus kimaradt, vagy csak 6 napnál kevesebb ideig tudtunk csapdázni. A csapdák ellenőrzését reggel, délben és este végeztük. Különösen meleg idő esetén a reggeli ellenőrzés után lezártuk a dobozcsapdákat és csak délután 5 órakor nyitottuk ki ismét, miután csökkent a hőmérséklet. A talajcsapdában kiegyenlített a hőmérséklet, lezárásokra csak nagyobb esők, felhőszakadások idején volt szükség. 2010-ben már nem végeztünk dobozcsapdázást, ez a módszer kikerült a kutatás prioritásai közül.

Műanyag, 20 x 8 x 10 cm méretű dobozcsapdákat használtunk egy 7 x 7-es kvadrátban ('A'-kvadrát). Csali anyagnak répat, valamint napraforgó- és tökmagot tettünk a csapdába. A

dobozcsapdás kvadráton kívül – amelynek célja csupán az egyéb kisemlősök populációdinamikájának vizsgálata volt – 15 helyen végeztünk talajcsapdázást. Ezek közül az állandó csapdázási helyek száma 6, a többiben csak néhány alkalommal csapdázunk a szöcskeegér elterjedésének feltérképezésének céljából. A kvadrátok méretei nem egységesek, mert a szöcskeegeres élőhely-foltok kiterjedését követik, és csak magában a foltban, valamint a folt szegélyében helyeztünk el csapdákat. A talajcsapdák 20 cm hosszú és 10 cm átmérőjű PVC csövekből készültek. Úgy lettek leásva, hogy a cső pereme a talaj felszínével legyen egy szintben (3.5. ábra). A csövek alját műanyag lemezek alkotják, amelyek az esővíz elszívargását lehetővé tevő lyukkal vannak ellátva. A csövekben nem volt csali anyag. A csapdák között 10 m-es távolságokat tartottunk, minden csapdatípus esetében. Terelőhálókat, vagy főliákat nem alkalmaztunk, mert a lehető legkisebb zavarásra törekedtünk a szöcskeegér élőhelyén.

A kvadrátokról további részletek találhatók a 3.2.1. fejezetben és 2. mellékletben.



3.5. ábra. Balra: nyitott talajcsapda és a fedele; jobbra: élesre állított dobozcsapda.

A szöcskegér monitorozásával párhuzamosan három éven át mértük a szöcskegér élőhelyén előforduló egyéb kisemlősök populációméretét is doboz- és talajcsapdákkal. E diverz élőhelyen előforduló fajok közül a mezei pocok, a pírka erdeiege, a kislábú erdeiege, valamint a cickányok és a gyakoribb kételtűfajok (PFU, BBO, TDO) fogási adatait elemeztem, mert ezeknél sikerült megfelelő mintanagyságot elérni. E fajok gyakoriságait (egyed/100 CsÉ), illetve becsült denzitásait (egyed/ha) hasonlítottam össze az azonos időben mért szöcskegér gyakorisággal (indikátorfajok keresése), valamint ezeknél is elemeztem a csapadék mennyiségének – mint a terület leginkább befolyásoló és szélsőséges változásokat mutató környezeti tényezőjének – a populációméretre gyakorolt hatását (időjárási indikátor modell). A vizsgált időjárási változókat a 3.4.6. fejezetben sorolom fel.

### 3.4.3. Az állatok jelölése

A kisemlősök populációs és közösségi szintű monitorozásában, a populációdinamikai változók nyomon követéséhez, a közösségi ökológiai paraméterek számításához nemcsak a fajok jelenlét–hiányát (prezencia–abszencia) kell regisztrálnunk, hanem meg kell ismernünk a megfogott állatok egyedeinek élettörténetét. Ehhez a kisemlősök elevenfogó csapdázásokon alapuló fogás–jelölés–visszafogás (capture–mark–recapture), a továbbiakban röviden CMR-technikával történő vizsgálata szükséges. A többszörös fogáson alapuló CMR-módszer és az így kapott adatokból elvégezhető becslési eljárások – akár zárt, vagy nyílt populáció becslőkkel dolgozunk – alapvető feltétele az állatok egyedi jelölése, amely a vizsgálat teljes időintervallumában nem vész el, és a befogás során mindig felismerhető az egyedi kód.

A kisemlősök egyedi jelölésének elterjedt módja lábujj-percek eltávolítása volt, amit a múlt század végéig mind a nemzetközi, mind a hazai kutatásokban alkalmaztak (e.g. GETZ 1960, O'FARELL 1980, NICHOLS & CONLEY 1982, BEASLEY & GETZ 1986). PALOTÁS (1986) a lábujj-csonkítást fülsipkézéssel kombinálta, míg NICHOLS és CONLEY (1982), valamint BOONSTRA (1984) a fülre helyezett jelölőlapkákat használt. Új jelölési technikáról számolt be SALAMON & KLETTENHEIMER (1994), akik a fül kilyukasztása után damilra fűzött színes gyöngyökkel kódolták az állatokat. Mindkét fülre 2–2, 0–9-es színskála alapján különböző színű gyöngyöket erősítettek a négy helyi értéknek megfelelően, így 9999 egyed azonosítható.

Mind az EU-s, mind hazai természetvédelmi követelményeknek megfelelően az állatok csonkításos jelölése már nem alkalmazható, különösen nem a védett, fokozottan védett fajok esetén. Ezért ebben a projektben új módszert teszteltünk annak érdekében, hogy hosszabb távon alkalmas egyedi jelölést tudjunk biztosítani.

Az új technika az állatok lábának tetoválása volt, ahol első lépésben a tetováló festék maradátságát teszteltük. Amennyiben a festék a bőr alá jutott, úgy maradó jelölést biztosított. A projekt során beszereztünk egy finomabb tetoválásra alkalmas gépet, ami akkumulátorról működtetve a terepen bárhol használható. A gép lehetővé tette, hogy a megfogott egyedek lábujját tetováljuk, így továbbra is alkalmazhatóvá vált a lábujjpercek jelölésére alapozott egyedi kódtábla.

### 3.4.4. Fogságban tartott példányok megfigyelése

A vizsgálathoz 5 adult, hím egeret használtam, amelyek maximálisan 2 hónapot töltöttek fogságban. A vizsgálat után az egereket a fogási helyen szabadon engedték, így olyan kísérleteket, amely jelentősebb mértékben módosították volna az egyedek viselkedését, nem végeztünk. A kísérlet célja csupán alap viselkedési formák megfigyelése – mint a táplálkozás,

társas viselkedés és napi aktivitás – volt. A fogásban tartott egyedek aktivitását mozgásérzékelős, infravörös digitális DÖRR gyártmányú 640x480 pixel felbontású videót készítő kamerákkal rögzítettem. A terrárium nyitott ablakú helységben volt elhelyezve, amelynek mért környezeti paraméterei szignifikánsan kovariáltak a külső, mért hőmérséklettel és páratartalommal. Az aktívan töltött idővel párhuzamosan feljegyzésre került a legmagasabb nappali hőmérséklet, az aktív időszak legalacsonyabb és legmagasabb hőmérséklete, a páratartalom, a légnyomás értékek a terráriumban mérve, a terrárium külső környezetében lehullott csapadék mennyisége (külső csapadékmérővel), valamint a holdfázis (OMSZ adatok: [www.met.hu](http://www.met.hu)). A vizsgálat során az állatok mindig azonos mennyiségű táplálékot kaptak, többet, mint amennyit elfogyasztottak. Speciális viselkedési formákat infravörös fényben is látó 1 megapixel felbontású SONY digitális kézi kamerával örökítettem meg, kiegészítő infravörös reflektorok alkalmazása mellett.

### **3.4.5. Morfometria**

Munkám során klasszikus módszerhez kellett visszanyúlnak, mert nagyrészt töredezett mintákkal dolgoztam. A méretek felvételéhez notebookhoz kapcsolt Mitutoyo Absolute 500-161-21 tolómérőt használtam.

A lemért szöcskeegér-koponyák nagy része a Borsodi-Mezőségről származik, valamint az MTM Emlősgyűjteményéből. A Lengyelországból származó 42 koponya szintén bagolyköpetből került elő a Lublini-hátságából (a lengyelországi gyűjtési helyek listáját lásd: CSERKÉSZ et al. 2009).

DEMETER & LÁZÁR (1984) munkáját követve 6 kraniális és 11 dentális méretet vettem fel (3.6.ábra).

### Kraniális méretek:

ICP – a metszőfog és a processus condylaris közötti távolság

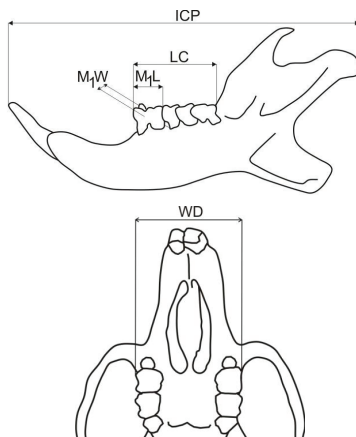
WD – fogív koronoid szélessége

UA – felső fogsor hossza az alveolusoknál mérve

IM – a metszőfog és a harmadik felső moláris távolsága ( $M^3$ )

FI – foramen incisivum hossza

CL – kondilobazális hossz, premaxilla anterior pont és condylus occipitalis posterior felület között mérve



### Dentális méretek:

UC – a felső fogsor hossza a koronánál mérve

LC – az alsó zápfogsor hossza

IW – a metszőfog keresztmetszeti szélessége

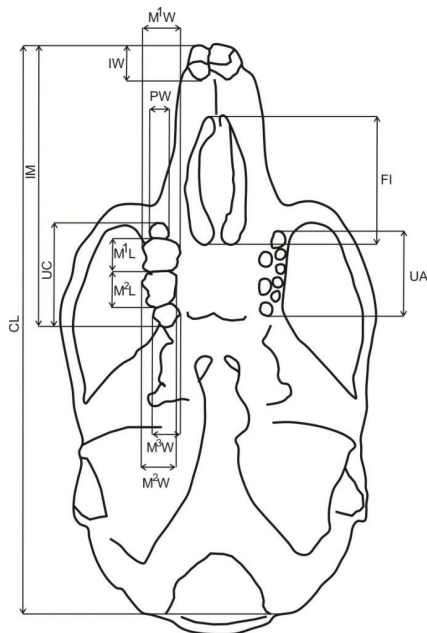
PW – az előzáfog szélessége

$M^1L$  és  $M^1W$  – az első felső moláris hossza és szélessége

$M^2L$  és  $M^2W$  – a második felső moláris hossza és szélessége

$M^3W$  – a harmadik felső moláris szélessége

$M_1W$  és  $M_1L$  – az első alsó moláris hossza és szélessége



3.6. ábra. Méretek végpontjai *S. subtilis* koponyáján.

Köpetekből származó koponyákon a neurocranium többnyire letörlik, így ezeken a CL (kondilobazális hossz) nem mérhető, ezt csak múzeumi példányokon mértem, amelyeken viszont a  $M^1L$  és  $M^2L$  méreteket nem vettem fel, mert a mérés a koponyák sérülésének veszélyével járt



volna. A potenciális aszimmetria okozta variancia elkerülése végett a páros karakterek esetében csak a baloldalt mértem. A felső zápfogak kopottsága alapján 6 korcsoportba soroltam a koponyákat DELANY & DAVIS (1961) *Apodemus*-okra kidolgozott módszere szerint. *Sicista* esetében ivari dimorfizmust még nem mutattak ki.

#### 3.4.6. Adatkiértékelés módszerei

A szignifikanciaszint az elemzésekben  $p=0,05$ , azonban az ökológiai témákban a marginálisan szignifikáns ( $0,05 < p < 0,1$ ) eseményeket is értelmeztem, mert az adatok terepi gyűjtésekből származnak, kisebbek a mintaszámok, így a közel szignifikáns eredménynek is lehet jelentősége. Az egy- és többváltozós elemzésekhez a STATISTICA szoftver aktuális verzióit alkalmaztam (STATSOFT INC. 2006).

#### Morfometria

A morfometriai különbségeket diszkriminancia funkció analízissel vizsgáltam, Mahalanobis távolságok ( $D^2$ ) számításával. Többváltozós Hotelling  $T^2$ - és Student  $t$ -tesztet használtam a taxonok és korcsoportok közötti különbségek tesztelésére.

A csapadék szerepét nyolc változó bevonásával vizsgáltam: 1) éves mennyiség és 2) tavaszi mennyiség tekintetében, 3) havi bontásban, 4) csapdázási periódus alatt, 5) a szöcskeegér fogás időpontjában hullott mennyiség, 6) téli átlag hótakaró vastagsága, 7) megelőző év éves mennyisége és 8) megelőző év tavaszi csapadékmennyisége alapján. A hőmérséklet szerepét 1) az éves, 2) a tavaszi, 3) a nyári, 4) téli átlag értékeken keresztül vizsgáltam.

Az időjárási tényezők szerepét stepwise többváltozós lineáris regresszióval, kanonikus korrespondencia analízissel és Pearson-féle korrelációs koefficienssel vizsgáltam.

#### Ökológia

A bagolyköpetből történő előkerülések mennyiségi jellemzésére a relatív gyakoriságot használtam, amelynek számítását a következő módon végeztem:  $N_i \times 100 / N_{\Sigma}$  ahol  $N_{\Sigma}$  az előlős táplálékállatok teljes számát, az  $N_i$  az  $i$ -edik faj egyedszámát jelöli.

A szöcskeegér, a cickányok és a kétéltűek gyakoriságát csapdázási periódusonkénti fogás- és egyedszám, valamint e két paraméter 100 csapdaéjszakára standardizált adatai alapján értékeltem. Ennek okai az eltérő mintavételi idők, valamint, hogy a cickányok és a kétéltűek nem kaptak egyedi jelölést. A szöcskeegér esetében alacsony a befogott és különösen a visszafogott egyedek száma, így CMR-technikával történő vizsgálatra nem volt lehetőség. A gyakori fajok (*M. arvalis*, *A. agrarius*, *A. uralensis*) esetében a becsléséhez a MARK (COOCH & WHITE 1998) programot használtam, amelybe beépítették a korábban zárt populációk méret- és denzitás

becslésére kidolgozott CAPTURE programot. Az ezen belül alkalmazható különböző becslési módszerek figyelembe veszik a fogási valószínűség állandóságát vagy időbeli függését, az egyedek befogásra adott reakcióját, a fogási valószínűség egyedi tulajdonságok alapján fennálló esetleges változását (OTIS et al. 1978, WHITE et al. 1982).

A szöcskeegér denzitását az MNA módszerrel is megbecsültem (MNA: minimum number alive ~ minimum ismert egyedszám. Az MNA értékét az aktuális csapdázási periódus (y) során fogott egyedek száma, valamint azon egyedek száma adja, amelyek csak a előző (y-1) és a következő (y+1) csapdázási periódus során kerültek csapdába (KREBS 1966).

A szöcskeegér élőhelyek közötti eloszlásának mértékét az Ivlev-index [ $P_x = (A-B)/(A+B)$ ] segítségével vizsgáltam (IVLEV 1961).

Időjárási adatok forrása: saját terepi mérések, valamint [www.met.hu](http://www.met.hu), [www.vizadat.hu](http://www.vizadat.hu) (mérőállomás: Gelej, 7 km-re a nagyecseri projektterületől).

Az indikátorfajt kifejezést abban az értelemben használom, hogy egy gyakoribb faj egy ritkához hasonló ökológiai igényekkel, valamint hasonló populációdinamikával rendelkezik, így alkalmas a ritka faj állomány nagyságának jelzésére. A ritka faj itt értelemszerűen a szöcskeegér.

## **Konzervációbiológia**

Térinformatikai elemzéseket és számításokat a QuantumGIS szoftver ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)) segítségével végeztem.

A modellezett előfordulási térképhez a következő, az Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet tulajdonát képező térképi alapú adatokkal dolgoztunk:

- Magyarország becsült élőhely térképe: erdők
- Magyarország becsült élőhely térképe: gyepek
- 200 méteres digitális domborzat modell (DDM200)
- Talajtani paraméterek (genetikai talajtípus, fizikai féleség, kémhatás etc.; AGROTOPO adatbázis)
- Klimatikus paraméterek (csapadék, átlaghőmérséklet, besugárzás)
- Felszínborítás (CLC100, CLC50)
- Kistáj kataszter
- UTM 50, illetve 10 km-es rácsokra vonatkoztatott előfordulási térkép

A szöcskeegér élőhelyek borításán a gyomos foltok kiterjedését értem, amit GPS-szel határoztam meg minden év júliusának végén.

## 4. Eredmények

### 4.1. Taxonómiai és morfometriai eredmények

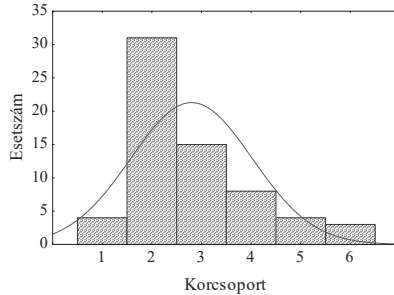
#### 4.1.1. Korcsoportok morfometriai elemzése

A felső zápfogak rágógumóinak oldalnézetből megfigyelt száma alapján hat relatív korcsoportot különítettem el. Laterális nézetből az újonnan kifejlődött fogakon 6 rágógumó látható, amelyek száma a korral csökken (4.1 ábra). A kezdő stádium az a néhány hetes kor, amikor már kifejlődött a harmadik felső zápfog ( $M^3$ ), de még láthatóan nem éri el a többi fog magasságát. Figyelembe kell azonban venni, hogy a fogsor kopása egyedi variációt is mutat még azonos korú egyedek között is, valamint függ az állat környezetétől; így abszolút kor nem, csak relatív adható meg. A fogak mintázata, kopottsága alapján történő kormeghatározás – az említett kritikai megjegyzés ellenére – elterjedt az emlőstanban (e.g. ADAMCZEWSKA-ANDREJEWSKA 1967, STEINER 1968, PANKAKOSKI 1989).



4.1. ábra. Felső zápfogak linguláris nézetből. Baloldalt kopásmentes 2. korosztály, a már teljesen kifejlődött  $M^3$ -mal, jobbra lekopott fogazat a 6. korosztályból.

A mérési eredmények kiértékelése előtt meg kellett vizsgálni, hogy az állat korával mennyire változnak a determináció szempontjából fontos kraniometriai karakterek. Az 4.2. ábrán megfigyelhető, hogy a baglyok táplálékában az egyes korcsoportok nem egyenletesen fordulnak elő, a leggyakoribb 2. korcsoport előfordulása kétszer nagyobb a gyakorisági sorrendben következő 3. korcsoporténál.



4.2. ábra. A *S. subtilis* korcsopottjainak gyakorisága bagolykőpetekben.

Az 1. táblázatban bemutatott adatok szerint az összes karakter esetében a korral kismértékű, de inszignifikáns méretnövekedés a jellemző. Az összefüggés egyik esetben sem lineáris, az ANOVA F-próbája egyik esetben sem szignifikáns ( $p > 0,05$ ).

1. táblázat. Borsodi-Mezősegről származó *S. subtilis trizona* koponyák méretük és koruk közötti korreláció ( $r_p$ ).

	ICP	LC	WD	IM	UC	FI	IW	PW	M <sup>1</sup> L	M <sup>1</sup> W	M <sup>2</sup> L	M <sup>2</sup> W	M <sup>3</sup> W	M <sub>1</sub> L	M <sub>1</sub> W
r	0,02	0,19	0,2	0,11	0,18	0	0,17	0,08	0,14	0,09	0,1	0,08	0,17	0,05	0,16
p	0,84	0,36	0,17	0,46	0,21	0,94	0,25	0,57	0,32	0,48	0,51	0,53	0,19	0,74	0,23
N	55	25	46	49	49	58	46	55	47	62	43	63	55	41	53

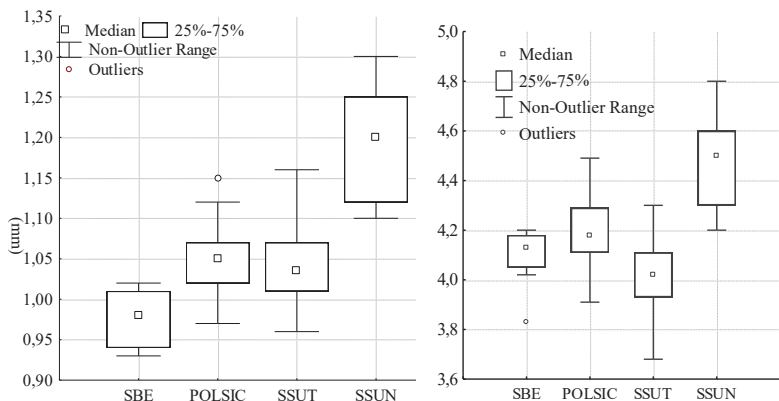
A borsodi koponyák átlag relatív kora  $\bar{x} = 2,78$  ( $N=65$ ). A fogak kopottságát a lengyel koponyákon is meghatároztam, az átlagérték  $\bar{x} = 2,96$  ( $N=30$ ), ami szignifikánsan nem különbözik ( $t=0,64$ ,  $p=0,52$ ) a borsodi átlagtól, igaz, a mintaszámok jelentősen eltérnek, így a vizsgálatot egy esetleges jövőbeli nagyobb lengyel mintaszám birtokában meg kell ismételni.

#### 4.1.2. Morfometriai differencia az európai *Sicista* populációk között

##### Kraniometria

A 200 borsodi-mezősegi és lengyelországi (gyűjtésből származó), valamint múzeumi (MTM Emlősgyűjtemény) *Sicista* koponyáról összesen 1823 méretet vettem fel, amelyek alap statisztikai kiértékelése a 5. mellékletben látható. Összehasonlításhoz ukrán és orosz *Sicista* koponyákról származó adatokat is használtam, amelyeket M. RUSIN bocsátott a rendelkezésemre.

A töredezettség függvényében az összes karaktert lemértem a Lengyelországból származó és a MTM Emlősgyűjteményben őrzött *Sicista* koponyákon is (6. melléklet). A lengyel minták faji besorolása kérdéses volt, így kezdetben ezt kellett tisztázni. PUCEK (1982) határozókulcsa (*S. subtilis*=  $M^1L$  és  $M1W > 1$  mm; *S. betulina*=  $M^1L$  és  $M^1W < 1$  mm) szerint az 56 lengyel koponyából három *S. betulina*, a többi *S. subtilis*. Azonban e három koponya – az összes 5,4%-a – kétségt kívül szintén *S. subtilis*, mert szimpatrikusan nem fordul elő a két faj. PUCEK (op. cit.) határozókulcsát a magyar koponyákon is teszteltem. A koponyák 8%-ának volt 1 mm alatti a MW- és ML-je, tehát a határozókulcs szerint ezeknek is – tévesen – északi szöcskeegereknek kellene lenniük. Tehát PUCEK módszerének hatékonysága 92–94,6%-os.

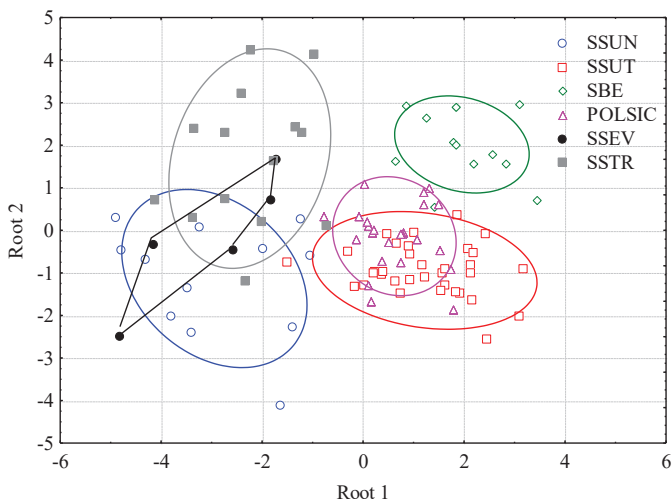


4.3. ábra. Két példa: balra a felső, első moláris fogak szélessége ( $M^1W$ ), jobbra a fogív koronoid szélessége (WD) a *S. betulina* (SBE), a lengyel *S. subtilis* (POLSIC), a *S. subtilis trizona* (SSUT) és a *S. subtilis nordmanni* (SSUN) esetében. További egyváltozós analízisek a 4. mellékletben találhatók.

Kraniometriai tekintetében a magyar *trizona* populáció a legkisebb a vizsgált *S. subtilis* populációk közül, az ukrán *nordmanni* pedig a legnagyobb, valamint egyes karakterek tekintetében a *S. betulina*-nál is kisebbek (például a 4.3. ábrán szemléltetett fogív koronoid szélessége (WD) és a 4. mellékletben bemutatott előzáfog szélessége (PW) esetében).

Diszkriminancia funkció analízist (DFA) 102 jó megtartású koponya méreteivel végeztem, amelyek adatkészlete a következő változókat tartalmazta: WD, UC,  $M^1W$ ,  $M^2W$ ,  $M^3W$  és PW. A DFA adatkészlete a következő 102 koponyáról levett méretet tartalmazza: 37 *S. subtilis trizona*, 24 lengyel *S. subtilis*, 13 *S. betulina*, 11 *S. subtilis nordmanni*, 6 *S. severtzovi* és 14 *S. strandi*.

A DFA alapján a *S. subtilis* és a *S. betulina* tisztán elválík, az átfedés csekély (4.4. ábra). A *trizona* és a *nordmanni* alfajok között is csak kismértékű átfedés tapasztalható. A *nordmanni* ellipszise teljes egészében tartalmazza a *S. severtzovi* pontjait. Az elkülönülés a csoportok között magasan szignifikáns (változók száma a modellben= 6; Wilks  $\lambda$ = 0,06;  $F_{30,36} = 12,27$ ;  $p < 0,000$ ). A csoportok közötti távolságot jelző Mahalanobis távolságok négyzete ( $D^2$ ) megtalálható a 2. táblázatban. A lengyel csoport a legnagyobb távolságra a *nordmanni/severtzovi* csoporttól, legkisebbre a *trizona*-tól található. Mindezen eredmények a *S. subtilis nordmanni*-t és a *S. severtzovi*-t kizárják a lehetséges alfajok és fajok sorából.



4.4. ábra. Diszkriminancia funkció analízis eredménye. Az ellipszisek típusa: 'Range', a koefficiens 0,95. Kivétel jelent ez alól a *S. severtzovi* pontjait határoló poligon, amelyet manuálisan rajzoltam meg. Az x- és y-tengelyen feltüntetett dimenzió ('Root 1 és 2') a sajátértéket ('Eigenvalue') fejezi ki, amely a megfelelő kanonikus funkcióval van összefüggésben. *Sicista subtilis trizona* (SSUT), *S. subtilis nordmanni* (SSUN), *S. betulina* (SBE), a lengyel *S. subtilis* (POLSIC), *S. severtzovi* (SSEV) és *S. strandi* (SSTR).

Következő lépésben megvizsgáltam, hogy található-e kraniometriai különbség a morfológiai térben két legközelebbi populáció, a lengyel és a magyar szöcskegeerek között. Hotelling  $T^2$ -teszt alapján szignifikáns különbség van a két csoport között ( $F_{7,47}=23,081$   $p < 0,000$ ). Kraniális és dentális méretei a lengyel szöcskegeérnek a WD, UC,  $M^1L$ ,  $M^2W$ , PW tekintetében nagyobbak, de átlagaik között csak elenyésző (0,02–0,2 mm) a különbség. A többi

karakter ( $M^1W$ ,  $M^2L$ ,  $M^3W$ ) esetében nincs szignifikáns különbség a két taxon között. Leíró statisztika az 5. mellékletben található.

2. táblázat. Mahalanobis távolságok négyzete *Sicista subtilis trizona* (SSUT), *S. subtilis nordmanni* (SSUN), *S. betulina* (SBE), a lengyel *S. subtilis* (POLSIC), *S. severtzovi* (SSEV) és *S. strandi* (SSTR) között.

	SSUN	SSUT	SBE	POLSIC	SSEV	SSTR
SSUN	0					
SSUT	17,93	0				
SBE	34,34	9,54	0			
POLSIC	14,34	2,50	8,22	0		
SSEV	4,41	20,39	31,25	19,40	0	
SSTR	8,95	19,22	18,59	12,16	7,60	0

A fogméretekkel végzett DFA részeként megvizsgáltam, hogy melyik a legjobban diszkrimináló karakter. A populációk közötti szeparációhoz legjobban a legmagasabb F-értékkel és a legalacsonyabb parciális  $\lambda$ -val rendelkező változó járul hozzá. A teljes diszkriminációhoz a következő sorrendbe járulnak hozzá szignifikánsan: PW,  $M^2W$ ,  $M^2L$ ,  $M_1W$  (3. táblázat).

3. táblázat. Fogméretekkel végzett diszkriminancia funkció analízis eredménye.

	Wilks' $\lambda$	Partial $\lambda$	F-remove (2,56)	p (szign.)	Toler.
PW	0,33	0,87	4,19	0,02	0,76
$M^1L$	0,30	0,94	1,64	0,20	0,63
$M^1W$	0,30	0,95	1,32	0,27	0,45
$M^2L$	0,32	0,89	3,62	0,03	0,58
$M^2W$	0,32	0,88	3,82	0,03	0,27
$M^3W$	0,29	0,97	0,83	0,44	0,60
$M_1W$	0,32	0,89	3,40	0,04	0,76

## Egyéb biometrikus paraméterek

A csapdázások során befogott szöcskeegerek fontosabb biometrikus adatai is rögzítésre kerültek (4. táblázat).

4. táblázat. A fogott szöcskeegerek (adult+juvenilis) főbb biometrikus adatai. A fiatal egyedek méretei zárójelben (juv.).

	Tömeg (g)	Test hossza (mm)	Farok hossza (mm)	Talp hossza (mm)
Átlag ( )	(4,4) 7,6	(53,1) 59,6	(67,8) 70	(14,7) 14,9
Min.	3,5	45	56	13
Max.	(7,5) 14,5	(65) 66	(77) 77	(16) 16
SD	2,1	6,7	4,9	0,9
N	(19) 63	(7) 20	(15) 40	(14) 37

## 4.2. Ökológiai eredmények

Ökológiai adatokat elsősorban élvefogó csapdázással gyűjtöttünk. A projekt 2006-os kezdete óta 105 éjszakát töltöttünk csapdázással, a csapdaéjszakák (CsÉ) száma 17136 (csapdák száma szorozva az éjszakák számával). A munka eredményeként 6053 csapdába kerülési eseményt regisztráltunk (gerincesek fogása és visszafogása). A csapdázást két módszerre építettük: a élvefogó dobozcsapdázásra és az élvefogó talajcsapdázásra. Utóbbi módszert kezdetben a szöcskegér táplálékbázisának felmérésére kívántuk használni, azonban hamar bebizonyosodott, hogy magának a szöcskegérnek a megfogására is jelenleg ez a legjobb ismert módszer, amit mi sem bizonyít jobban, mint hogy négy év alatt 81 szöcskeegeret fogtunk.

### 4.2.1. A csíkos szöcskegér élőhely-igénye

A faj egyedeit az 'A'-dobozcsapdás kvadrátban és az 1, 2, 3, 4, 5 és 10-es számú csapdázási helyeken fogtuk meg. Az élőhely közvetlen közelében szántóföld található, amelyen a kutatási időszak alatt lucernát termeltek. Kísérleti jelleggel itt is kialakítottunk egy kvadrátot (8-as kvadrát), azonban eddig innen nem került elő szöcskegér, amiből arra következtethetünk, hogy a szántóföldeket, legalábbis a lucernát, kimutatható mértékben nem használják szöcskeegerek.

A legtöbb egyed (70%) útszéli bogáncsos (*Carduetum acanthoidis* Felföldy 1942, CAAC) gyomvegetációból került elő, de néhányat (3,3%) rövidfűves területen is találtunk (*Convolvulo-Agropyretum repentis* Felföldy 1943, COAG), valamint egyre több példányt (10%) fogunk *Cirsio lanceolati-arvensis* Morariu 1943 (CIAR), mezei aszatosban.



Az élőhely-preferenciát kétféle számítással elemeztem (5. táblázat és 4.5. ábra) az Ivlev-index segítségével (IVLEV 1961). Az első számításban a kvadrátokban lévő vegetációtípusok arányát hasonlítottam össze a fogási pontok vegetációtípusával. Tehát a képletben az A=fogások aránya az adott vegetációtípusa, B=az adott vegetációtípus aránya a kvadrátokban. Ennek eredménye szerint a CAAC társulásra a szöcskeegér kifejezett, 27%-os preferenciát mutat. Ezt sorban közel azonos értékekkel a CIAR és a CAACCOAG élőhely (gyep–gyomos határa) típus követi, majd a COAG szerepel az utolsó helyen. A negatív értékek – amelyek az adott élőhely típusnak a fogási arányhoz viszonyított magasabb értékeinek köszönhetőek –, itt nem elkerülést jelentenek. Már az a tény, hogy az adott vegetációtípusból előkerült egynél több szöcskeegér – tehát nem véletlen az előfordulás –, preferenciaként értelmezhető.

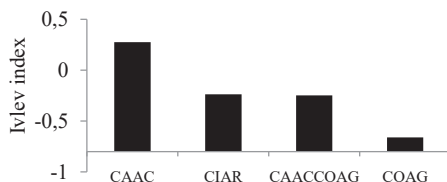
A második számítási módszer szerint az „A” változatlan, a „B” viszont az adott vegetációtípus aránya a teljes kutatási területen, a szöcskeegér védelmi magterületen. Itt teljes preferencia, 98%- és 83%-osnak mutatkozik a CAAC és CIAR típusokra, ami annak köszönhető, hogy e vegetációtípusok kis kiterjedésűek (1% alatt), azonban szinte az összes egér ezekből és szegélyeikből került elő (96,6%). COAG-ra a –0,93-as érték elkerülésre utal.

5. táblázat. A szöcskeegér fogási gyakorisága és élőhelypreferenciája növénytársulás szerint. CAAC: *Carduetum acanthoidis* Felföldy 1942, COAG: *Convolvulo-Agropyretum repentis* Felföldy 1943, CIAR: *Cirsio lanceolati-arvensis* Morariu 1943.

Vegetációtípus	A fogás %-os aránya a	A növ. társ. %-os aránya	Aránya a fogásnak	Ivlev-index, élőhelyen	Ivlev-index, kvadrátokban
	kvadrátokban	az élőhelyen			
CAAC	39,8	0,56	70	0,98	0,27
COAG	16,2	98,5	3,3	–0,93	–0,66
CAACCOAG*	27,6		16,6		–0,25
CIAR	16,2	0,88	10	0,83	–0,23

\*CAAC és COAG határa

A kétféle számítási mód azért szükséges, mert a csapdák nem egységesen helyezkednek el a különböző vegetációtípusokban, hanem aránytalanul több található a CAAC bogáncsosban. Ennek oka egyszerű, a kutatás fő célja a szöcskeegér populációdinamikájának és pontos elterjedésének felmérése, és ehhez az szükséges, hogy abban a vegetációban csapdázzunk, ahol a leggyakoribb a szöcskeegér előfordulása.



4.5. ábra. A szöcskegér élőhely preferenciája a kvadrátok vegetációtípusa szerint.  
Rövidítések magyarázata a szövegben.

Számos egyéb vegetációtípusban is végeztünk mintavételt szöcskegér fogás nélkül. Nem sikerült szöcskegeret fogni lucernásban, ürmös szikesben, zombékosban, elhagyott házak közötti gyomvegetációban, valamint csalános gyomosban.

### Élőhely igényét befolyásoló életmódbeli sajátosságok

Aszatos, bogáncsos gyomos területekhez való kötődését két életmódbeli sajátosság is magyarázza. Az egyik – már említett –, hogy a magas, sűrű vegetáció fedezéket és védelmet nyújt a ragadozóktól. Egy másik tényezőre azonban csak az utóbbi időben derült fény terráriumban tartott egyedek megfigyelése közben. A szöcskegeerek az útszéli bogáncs és a mezei aszat magjait fogyasztják (4.6. ábra). Amikor elérhetővé tettük számukra ezt a fajta táplálékforrást, akkor 7 kísérletből 7-szer az egyéb, máskor preferált táplálékokból (dió, napraforgó mag, egyenesszárnnyúk) nem fogyasztottak addig, ameddig az aszatmag el nem fogyott. A megfigyelésekről készült videofelvételek a Sicista Projekt honlapján tekinthetők meg ([www.sicista.hu](http://www.sicista.hu)).



4.6. ábra. Fogságban tartott szöcskegér mezei aszat magját fogyasztja.  
(Infravörös kamerával készült filmből kivágott képkockák.)

#### 4.2.2. A szöcskeegér populációdinamikája

##### Populációdinamika vizsgálata bagolyköpetek elemzésével

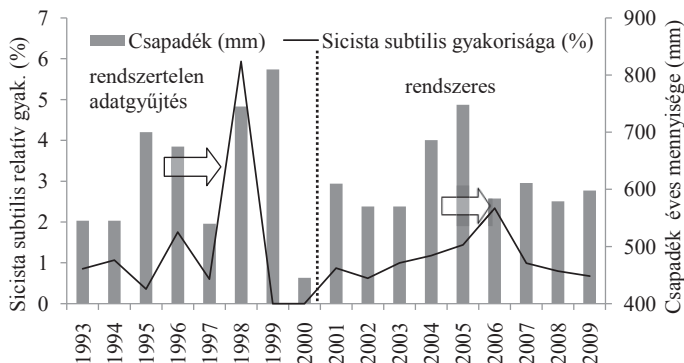
A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzetben gyűjtött gyöngybagoly köpetekben a szöcskeegér átlag relatív gyakorisága 1,3%. Az éves gyakoriságok szórása  $SD=1,35$ . 1993-tól a mai napig 14 lelőhelyről 370 példány maradványai kerültek elő. A köpetekben rendszeresen előfordulnak szöcskeegér maradványok, de számuk erősen fluktuál. Kettő, egymástól 3,4 km távolságra lévő épületben 1998-ban gyűjtött mintában meglepően nagy számban voltak megtalálhatók a szöcskeegér maradványai. Az egyikben 8,26%, a másikban 27,2% volt a relatív gyakoriságuk. Ez nem kevesebb, mint 140 példány szöcskeegér maradványát jelenti. E két mintában a Crocidurinae és Murinae fajok egyedei szinte teljesen hiányoztak. 1998 a legcsapadékosabb évek egyike volt, a csapadék országos éves átlaga 700 mm felett volt, de a korábbi évek is bővelkedtek csapadékban.

Az időjárási tényezők szerepének vizsgálatokor a stepwise többváltozós lineáris regresszió egyedül az aktuális éves csapadék összegét válogatta be a modellbe. Az  $R^2=0,42$ , a modellre vonatkozó ANOVA F értéke 4,4 ( $p=0,04$ ),  $SD=1,14$ , az éves csapadék bétája  $B=0,71$ .

A bagolyköpetekből származó relatív gyakorisági adatok és az aktuális, valamint az időjárási tényezők közötti kapcsolatot Pearson-féle korrelációs koefficienssel is vizsgáltam, de egyedül az aktuális év csapadékösszege esetében találtam szignifikáns pozitív korrelációt ( $r=0,55$ ;  $p=0,02$ ).

A bagolyköpetből történő előkerülések adatsorát azonban érdemes két részre bontani és külön elemezni a 2000 előtti és utáni adatokat, mert módszeres gyűjtést csak 2000 után végeztünk. Az ezt megelőző években inkább kampányszerűen folyt a mintagyűjtés. Tehát a 2000 előtti adatok bizonytalansága nagyobb – amit a nagyobb szórás is jelez ( $SD_{2000\text{ előtti}}=1,9$ ;  $SD_{2000\text{ után}}=0,5$ ) –, valamint akár egy év is eltelhet a köpet keletkezése és gyűjtése között. A korrelációs vizsgálatot megismételtem az előző évi csapadékmennyiség és a szöcskeegér gyakorisága közötti az adatsor két időszakra való bontásával. Az 1993–2000 közötti gyakoriság adatsor és a előző évek csapadékmennyisége között nem volt korreláció ( $r=-0,3$ ;  $p=0,52$ ). Ennek elsődleges oka a 2000 előtti gyakorisági adatok pontatlanságában keresendő, tehát a bagolyköpet-gyűjtések időpontjából nem következtethetünk pontosan a köpetek keletkezésének idejére. A második, 9 évet felölelő időintervallum (2001–2010) esetében viszont szignifikáns a kovariáció ( $r=0,71$ ;  $p=0,031$ ). Ezt az összefüggést figyelembe véve, az 1998-ban mért gyakoriság csúcs inkább a 1997-es helyzetet tükrözheti, és valószínűbb, hogy azt még az 1995–1996-os csapadékos időszak

válthatta ki. Ezt követően az 1998–1999-es extrém csapadékos évek, amelyek az élőhelyek teljes elöntéséhez vezettek, a kimutathatóság alá csökkentették a denzitást (4.7. ábra).



4.7. ábra. A szöcskeegér gyakoriság változása gyöngybagoly köpetekben. Az 1998-ban tapasztalt „gradáció” a mintagyűjtés késése miatt 1997-ben következhetett be és az 1995–1996-os csapadékos időszak okozhatta.

2000 után a 2002–2003-as aszályos évek ellenére lassan növekedett a szöcskeegér gyakorisága, és a 2005-ös, valamint 2006 tavaszi nagy esők következtében újra elért egy magas gyakoriságot. Ezután azonban újra csökkenő tendenciát tapasztalunk, ami szignifikáns összefüggést mutat a kevés csapadékkal (4.7. ábra).

Az utóbbi 4 évből csapdázásos eredmények is elérhetők, amelyekről már a következő fejezet számol be. Ezek alátámasztják a bagolyköpetből történő előkerülések adatait, miszerint 2006-tól újra csökken a szöcskeegér gyakorisága.

### Populációdinamika vizsgálata élvefogó csapdázással

2006-ban meglepően nagy gyakorisággal került elő a szöcskeegér, ami alapján feltételeztük, hogy egy nagy denzitású populációt találtunk meg. A legnagyobb becsült denzitás 2006-ban MNA=20 egyed/ha, 2007-ban 23 egyed/ha. Tél felé haladva a megfogott egyedek száma csökkent. 2007 tavaszán az előző évhez hasonló mennyiségben kerültek elő az egyedek, majd júniusban a fogás szám visszaesett és őszig már csak néhány egyedet fogtunk. Feltételeztem, hogy a „május csúcs” a szaporodási időszaknak köszönhető, azonban 2008 és 2009 májusában (és már áprilisban) nem sikerült egyetlen egeret sem fogni. Ezekben az években inkább a nyári hónapokban, júliusban–augusztusban, kerültek elő egerek, de a korábbi két évnél kisebb mennyiségben (4.8. ábra). Legkorábbi fogás április 12-én történt 3,6°C legalacsonyabb

[illegible]

Year	Egyed / 100 CsÉ
2006	1.8
2007	0.6
2008	0.4
2009	0.5
2010	0.65

A stepwise többváltozós lineáris regresszió a hőmérsékleti faktorokra nem mutatott szignifikáns összefüggést ( $R^2=0,64$ ;  $F_{75,5}$ ;  $p=0,1$ ). Az éves átlag hőmérsékletre közel szignifikáns negatív összefüggést kaptam ( $B=-0,80$ ;  $t=-2,34$ ;  $p=0,10$ ).

Pearson-féle korrelációs együtthatóval vizsgálva a szöcskegyér gyakorisága (egyed/100 CsÉ) és az adott hónapban, a fogás időpontjában, valamint a csapdázási periódus alatt lehullott csapadék mennyisége nem mutatott szignifikáns korrelációt ( $p>0,1$ ). Az éves csapadék ( $r=0,58$ ;

$p=0,41$ ), illetve az előző év tavaszi csapadékmennyisége és a szöcskeegér átlag denzitása között szintén nem találtam összefüggést.

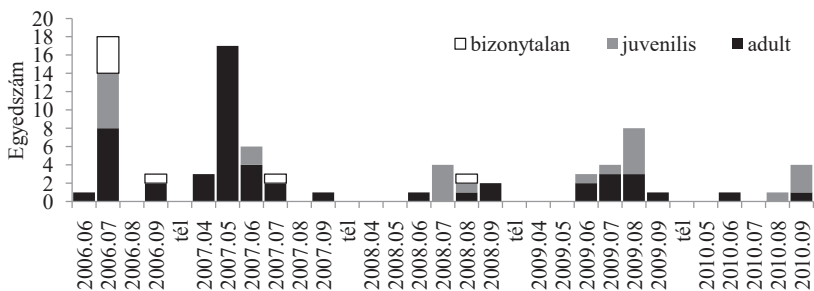
Éves szinten vizsgálva a szöcskeegér átlagos denzitása és az előző télen esett hó mennyisége ( $r=0,89$ ;  $p=0,08$ ), valamint a tavaszi (március–május) csapadék mennyisége ( $r=0,65$ ;  $p=0,09$ ) között marginális szignifikáns ( $0,05 < p < 0,1$ ) összefüggés mutatkozott.

Az előző év tavaszi csapadék mennyiségével nem, azonban az előző évben hullott összes csapadék mennyiségével szignifikáns összefüggés volt ( $r=0,89$ ;  $p=0,04$ ).

Mindez alátámasztja a bagolyköpetek elemzésével kapott eredményeket, miszerint az aktuális (y) és a megelőző év (y–1) csapadék mennyisége pozitív hatással van a populáció méretére. A csapdázási eredmények szerint azonban elsősorban az előző év csapadékmennyisége a meghatározó, de befolyásoló szerep jut a hótakaró vastagságának, valamint a tavaszi csapadék mennyiségének is.

A csapdázások során megfogott egyedek 65%-a bizonyult adultnak, 26,3%-a fiatal példánynak, a többi kora nem volt biztosan meghatározható. Fiatal példányok júniustól kerültek elő, legtöbbjük júliusban (4.10. ábra). A megfogott legkisebb tömegű szöcskeegér csupán 3,5 g volt! 2007-ben kevés juvenilis egyed került elő, ami alacsony szaporodási rátára utal.

A nőstények/hímek aránya 1:1,5. A meghatározható nemű egyedek között tehát 1,5-szer több volt a hím, azonban vegyük figyelembe, hogy csupán közel minden második (45%) egyednek sikerült biztosan meghatározni a nemét.

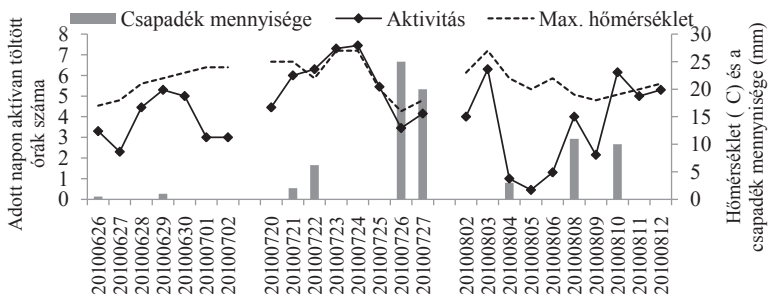


4.10. ábra. A juvenilis és adult egyedek számának eloszlása az egyes hónapokban.

#### Időjárás hatása az aktivitásra: terrárium vizsgálat

Vizsgáltam az időjárási tényezőknek a fogságban tartott egyedek aktivitására gyakorolt hatását. Mint a 4.11. ábrán is megfigyelhető, a szöcskeegér aktivitása erősen hullámzik. Éjszakai átlag aktivitása július és szeptember között 4 óra 25 perc volt. A megfigyelt éjszakák mindössze

5%-ánál tapasztaltam, hogy csupán 1 órát volt aktív az állat, de a kísérletek ideje alatt nem figyeltem meg, hogy az egész éjszakát a felszín alatti fészékében töltötte volna (kísérleten kívül igen, lásd 4.3. fejezet). 7 órát meghaladó aktivitást az éjszakák 10%-ában figyeltem meg.



4.11. ábra. Aktivitás fluktuációk három vizsgált periódusban a csapadék és az aktivitási idő alatti maximális hőmérséklet függvényében.

A környezeti paraméterek szerepét szintén stepwise többváltozós lineáris regresszióval vizsgáltam. A modellbe csupán a maximális nappali hőmérséklet és az aktív időszak alatt mért maximális légnyomás került be. Az  $R^2=0,34$ , a modellre vonatkozó ANOVA F értéke 6,06 ( $p=0,006$ ). Az együtthatók becslésére vonatkozó t-próbák számított értékei maximális hőmérsékletre, valamint a légnyomásra, mint indikátorokra az alábbiak: 0,25 és 2,5. A modell standard hibája  $SD=1,4$ . Láthatólag a hőmérsékletnek kisebb a jelentősége. Az adatok szerint a csapadék és a páratartalom nem befolyásolja az aktivitást ( $p>0,05$ ).

#### 4.2.3. Közösségökológiai eredmények

##### Faunisztika

A dobozcsapdázással 5 cickány- és 8 rágcsálófajt sikerült kimutatni a területen (6. táblázat). Közülük a mezei pocok (*Microtus arvalis*) adja a legtöbb csapdába kerülést, de bizonyos hónapokban a pírók erdeiegeér (*Apodemus agrarius*) átvette a vezető helyet. Igen gyakori még a kislábú erdeiegeér (*A. uralensis*), valamint a cickányok közül az erdei cickány (*Sorex araneus*). Időnként – kis egyedszámban – csapdába kerül még a mezei cickány (*Crociodura leucodon*), a keleti cickány (*C. suaveolens*), a törpe cickány (*Sorex minutus*) és a Miller-vízicickány (*Neomys anomalus*), valamint a sárganyakú erdeiegeér (*A. flavicollis*), a törpeegér (*Micromys minutus*), a *Mus* genus tagjai és a közönséges erdeiegeér (*A. sylvaticus*). Dobozcsapdával eddig csupán három csíkos szöcskeegeret fogtunk.

6. táblázat. Teresztris kisemlősfajok relatív gyakorisága (%) a Borsodi-Mezőségen talaj-, dobozcsapdázás, valamint bagolyköpet-elemzések alapján.

Mintavétel módszere	N	<i>S. minutus</i>	<i>S. araneus</i>	<i>C. suaveolens</i>	<i>C. leucodon</i>	<i>N. anomalus</i>	<i>S. subtilis</i>	<i>A. uralensis</i>	<i>A. flavicollis</i>	<i>A. sylvaticus</i>	<i>M. minutus</i>	<i>Mus sp.</i>	<i>M. arvalis</i>	<i>A. agrarius</i>	<i>T. europaea</i>
Talajcsapda	1320	15,5	27,1	0,8	6,6	1,4	5,8	1,4	0	0,1	0,8	0,1	39,9	0,4	0,1
Dobozcsapda	1938	1,2	9,3	0,8	2,6	0,1	0,2	17,4	0,9	0,3	0,6	0,4	40,9	21,3	0
Bagolyköpet	28552	6,9	13,9	4,3	9,3	0,9	1,4	–	4,8*	–	3,24	6,3	44,5	2,7	0

\*= erdei egerek (*Sylvaemus*) együtt

Kételtűk közül legnagyobb egyedszámban – különösen a sok csapadékkal járó években – a barna ásóbéka, PFU (*Pelobates fuscus*), vöröshasú unka, BBO (*Bombina bombina*) és dunai tarajosgöte, TDO (*Triturus dobrogicus*) került csapdába. Nagyságrendekkel kevesebb gyepi békát (*Rana temporaria*), mocsári békát (*Rana arvalis*), kecskebékát (*Rana esculenta*), barna varangyot (*Bufo bufo*), zöld levelibékát (*Hyla arborea*) fogtunk. A hullőket nagy számban a fűrgye gyík (*Lacerta agilis*) képviselte. A 2007-es tavaszi csapadék deficit legszembetűnőbb hatása a kételtűk denzitás változásán figyelhető meg, amely a korábbi időszak mennyiségéhez képest kevesebb, mint a tizedére csökkent. A fajok száma is jelentősen visszaesett. A 2006-ban kimutatott 8 faj közül 2007-ben csak 3-at találtunk meg.

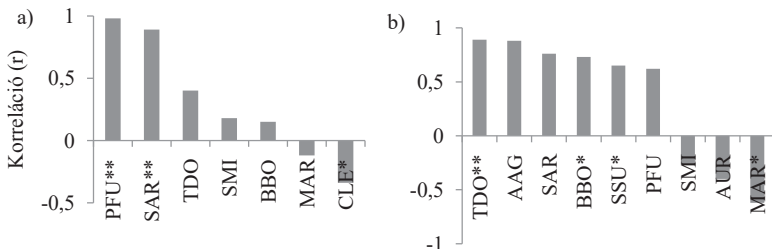
A borsodi-mezőségi projekterületen Magyarországon egyedülállóan három módszert használtunk párhuzamosan a kisgerinces közösség vizsgálatára. A 6. táblázatban bemutatott adatok szerint az egyes módszerek a kisemlős-faunának eltérő arányait mutatják. A talajcsapdás módszerrel az ötödik leggyakrabban megfogott kisemlős a szöcskegér, megelőzi például a keleti cickányt, miközben a dobozcsapdás, valamint köpetelemző módszerrel az egyik legritkább kisemlősnek mutatkozik.

### Populációdinamika

A közösségi indikátor modellbe, amellyel a szöcskegér éves gyakoriságát indikáló fajokat kerestem, a fajok közül a stepwise többváltozós lineáris regresszió a PFU-t, valamint a SAR-t válogatta be a modellbe. Az  $R^2=0,98$ , a modellre vonatkozó ANOVA F értéke 82,8 ( $p=0,013$ ). Az együtthatók becslésére vonatkozó t-próbák számított értékei a PFU-ra, valamint a SAR-ra, mint indikátorokra az alábbiak: 10,3 és 3,5 ( $p=0,002$ ; 0,04). A modell standard hibája 0,3. Az összefüggést Pearson-féle korrelációs koefficienssel is vizsgáltam, amely a lineáris regresszióhoz hasonló eredményre vezetett: PFU és SAR esetében szignifikáns a korreláció (4.12. ábra). A PFU esetében havi szinten is szignifikáns a korreláció ( $r=0,71$ ;  $p=0,0002$ ),



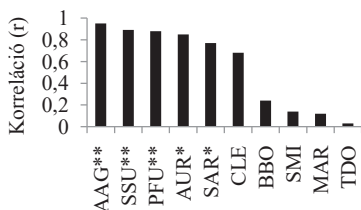
miközben a SAR-nál ilyen mélységben vizsgálva csupán egy szerényebb marginális korrelációt találtam ( $r=0,32$ ;  $p=0,08$ ). Szintén marginális, de negatív összefüggés ( $r=-0,34$ ;  $p=0,07$ ) mutatkozik éves szinten a CLE esetében (4.12. ábra).



4.12. ábra. a) Korreláció az egyes talajcsapdával fogott fajok és a szöcskegér gyakorisága között. b) A fajok gyakorisága és a csapadék tavaszi mennyisége közti korreláció (\*\*=szignifikáns,  $p<0,05$ ; \*=marginálisan szignifikáns,  $0,1>p>0,05$ ). PFU= barna ásóbéka, SAR= erdei cickány, TDO= dunai tarajosgöte, SMI= törpe cickány, BBO= vöröshasú unka, MAR= mezei pocok, CLE= mezei cickány, AAG= pirók erdeiegér, SSU= csíkos szöcskegér, AUR= kislábú erdeiegér.

A tavaszi csapadék mennyiségével kovarianciát találtam a göte ( $r=0,89$ ;  $p=0,04$ ), valamint marginális pozitív korrelációt a szöcskegér és az unka, negatívát a mezei pocok esetében (4.12. ábra).

Az előző évben hullott összes csapadék mennyiségével viszont szignifikáns összefüggést találtam a pirók erdeiegér ( $r=0,95$ ;  $p=0,04$ ), szöcskegér ( $r=0,89$ ;  $p=0,04$ ), valamint az ásóbéka esetében ( $r=0,88$ ,  $p=0,05$ ) (4.13. ábra).



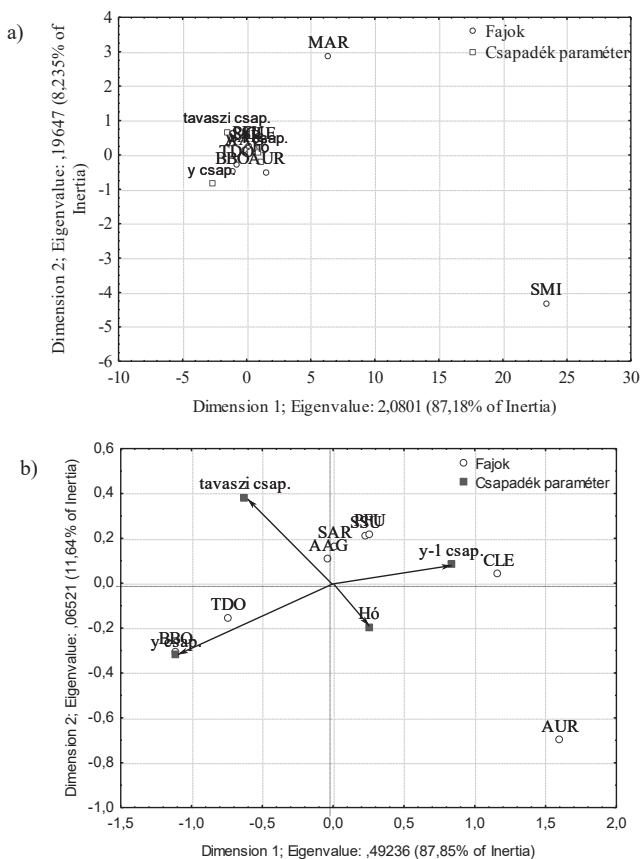
4.13. ábra. A fajok gyakorisága és az előző évben hullott összes csapadék mennyisége közti korreláció (\*\*= szignifikáns,  $p<0,05$ ; \*= marginálisan szignifikáns,  $0,1>p>0,05$ ). Rövidítések feloldását lásd az előző ábra alatt.

A hótakaró vastagságának kérdésében marginálisan szignifikáns összefüggést ( $r=0,75-0,76$ ) az ásóbéka, a göte és a szöcskeegér esetében találtam.

A vöröshasú unka átlag éves denzitása szignifikánsan összefügg ( $r=0,93$ ,  $p=0,02$ ) a csapadék éves mennyiségével, a mezei pocoknál negatív marginális szignifikáns az összefüggés ( $r=-0,83$ ,  $p=0,08$ ). A többi faj esetében ilyen szintű összefüggés nem áll fenn.

Az előző év tavaszi csapadék mennyiségével egyik faj esetében sem találtam szignifikáns összefüggést.

A csapadék paraméterek szerepét korrespondencia analízissel is vizsgáltam. A kanonikus korrespondencia analízis ordinációs biplot diagramja alapján a MAR és az SMI különválnak a többi fajtól. E két faj kivétele után megismételt analízis szerint a fajok három csoportba voltak sorolhatók. Az egyik csoportba tartozók (AAG, SAR, PFU, SSU) gyakoriságát a tavaszi és a megelőző év összes csapadékmennyisége határozza meg, míg az ellentétes csoportra az aktuális év csapadékmennyisége hat. A harmadik csoportba tartozó AUR denzitására ellentétes hatást gyakorol a csapadék (4.14. ábra). A kiindulási korrespondencia analízis alapján ebbe a csoportba sorolható a MAR és az SMI is.



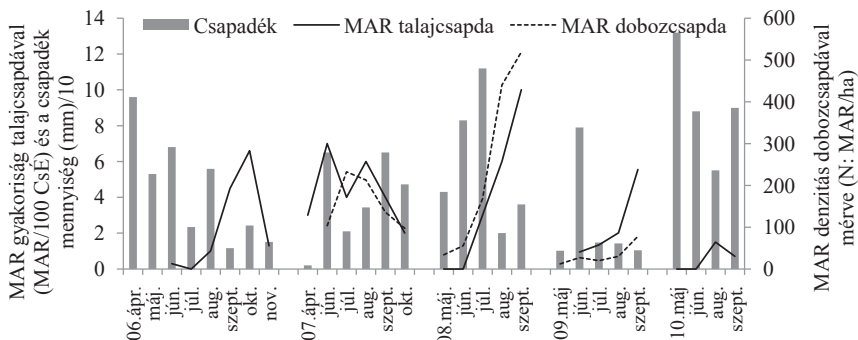
4.14. ábra. a) A kisgerinces-fajok – beleértve a mezei pocokt és a törpe cickányt – és a csapadék tényezők kanonikus korrespondencia analízis során kapott ordinációs diagram. b) A kisgerinces-fajok – kivéve a mezei pocokt és a törpe cickányt – és a csapadék tényezők kanonikus korrespondencia analízis során kapott ordinációs diagram (y csap: aktuális évben esett összes csapadék; y-1 csap: előző évben esett összes csapadék).

A hőmérséklet egyéb fajok populációdinamikájára gyakorolt hatását területi okokból nem mutatom be, de éghajlatunkon hatása egyébként sem függetleníthető a csapadéktól.

### Mezei pocok (*Microtus arvalis*)

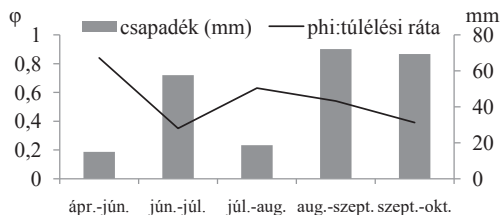
A mezei pocok a projektterület leggyakoribb kisméltófaja. Esetében mindkét élvezegő csapdázási módszer – a talaj- és dobozcsapdázás is –, hasonló trendet jelez (4.15. ábra). 2006

tavaszán a sok eső alacsonyan tartotta az állományt, elszaporodni csak a száraz nyár végére tudott és a denzitáscsökkenés is csak késő ősszel kezdődött. 2007-ben gradáció, illetve tipikus gyakorisági görbe tapasztalható, a szárazság miatt növekedett a pocokok száma, majd a talajcspadás adatsorban egy kisebb visszaesés tapasztalható, ami valószínűleg a nyári felhőszakadásoknak köszönhető. 2008 őszére a pocokpopuláció extrém sűrűséget ért el, amelyet 2009-ben egy összeomlás követett. A 2010-es belvizek gyakorlatilag eltüntették a mezei pockot a területről.



4.15. ábra. A mezei pocok (MAR) denzitásváltozása doboz- és talajcspadázási adatok alapján.

Az adatok szerint a csapdékosabb időszak alacsonyabb pocok sűrűséget eredményez. A mezei pocok túlélése csapdékos időben lecsökken, a túlélési ráta ( $\phi$ ) és a csapadék mennyiség között erős negatív ( $r=-0,79$ ;  $p=0,03$ ) korrelációt találtam (4.16 ábra).



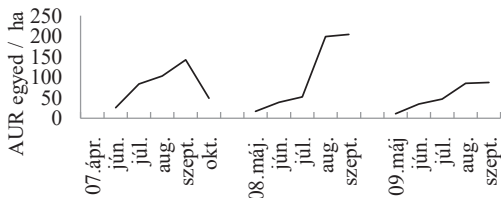
4.16. ábra. A mezei pocok túlélési rátájának ( $\phi$ ) változása a csapadék függvényében 2007-ben.

A mezei pocok és a szöcskegeér gyakorisága között havi és éves bontásban nézve sincs szignifikáns korreláció. Összefüggés statisztikailag nem mutatható ki, azonban a két faj vizsgált

populációja eltérő reakciót ad a csapadék változó mennyiségére: a pocok abundanciája csökken, a szöcskeegér gyakorisága növekszik.

#### Kislábú erdeiegyér (*Apodemus uralensis*)

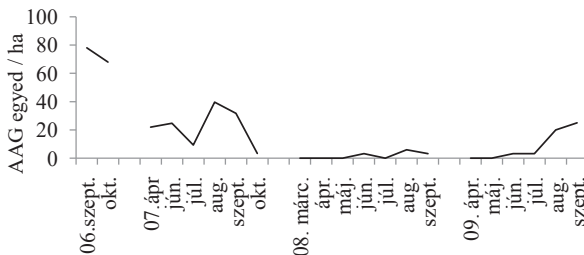
A kislábú erdeiegyér a mezei pocokhoz hasonló dinamikát mutat a vizsgált időszakban. A két faj denzitása változása kovariál ( $r=0,87$ ,  $p<0,001$ ). A populáció a legnagyobb denzitását nyár végén, kora ősszel éri el (4.17. ábra).



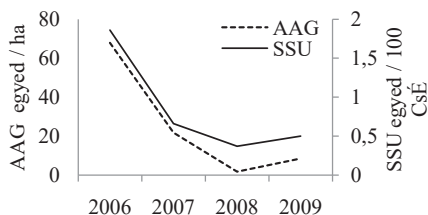
4.17. ábra. A kislábú erdeiegyér (AUR) denzitása változása dobozcsapdázási adatok alapján.

#### Pirók erdeiegyér (*Apodemus agrarius*)

E faj esetében szignifikáns a korreláció a szöcskeegér gyakoriságával ( $r=0,99$ ;  $p=0,006$ ) éves szinten vizsgálva. Hasonló gyakoriság tapasztalható a pirók erdeiegyér esetében, mint a szöcskeegérnél, azonban e fajnak kisebb hibával becsülhető a denzitása. A vizsgálat kezdetén, 2006-ban a leggyakrabban csapdába kerülő kisméretű faj a pirók erdeiegyér, 2008-ban már a leggyakrabban egyike (4.18 és 4.19. ábrák).

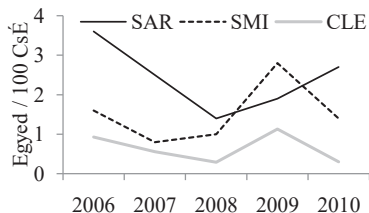


4.18. ábra. A pirók erdeiegyér (AAG) denzitásváltozása dobozcsapdázási adatok alapján.



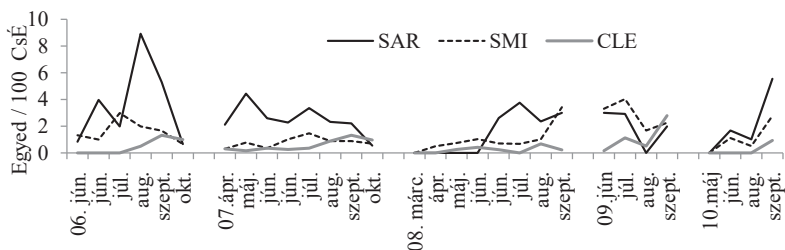
4.19. ábra. A pirók erdeieger (AAG) és a szöcskeeger (SSU) átlag éves gyakoriságváltozása 2006–2009 között.

#### Cickányok (*Sorex* és *Crocidura* fajok)



4.20. ábra. A három cickányfaj éves átlag gyakorisága (SAR: erdei cickány; SMI: törpe cickány; CLE: mezei cickány).

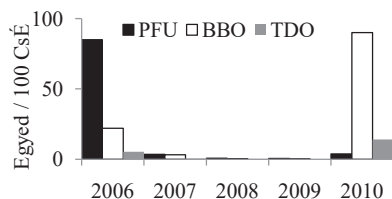
A cickányok között az erdei cickány a leggyakoribb, a mezei cickány előkerülése alkalmi. Az éves átlag vagy a havi gyakoriság adatokat nézve nem találunk a cickányokra egységes, vagy akár csak hasonló trendet sem (4.20. és 4.21. ábrák). 2006 után a cickány fajok állománya kissé csökkent, de 2009 ismét egy magasabb denzitású év volt. 2010-ben a cickányok állománya is kezdetben alacsony volt, egyedül az erdei cickány populáció növekedett a korábbi évekhez képest.



4.21. ábra. Az erdei cickány (SAR), a törpe cickány (SMI) és a mezei cickány (CLE) gyakoriságának változása talajcsapdázás alapján. Az egymást követő hónapok adatai között is jelentős eltérések figyelhetők meg.

### Kétéltűek populációdinamikája a szöcskegér élőhelyén

A 2007–2009 közötti periódus tavaszi csapadék deficitjének legszembetűnőbb hatása a kétéltűek gyakoriság változásán figyelhető meg, amely az előző év mennyiségéhez képest kevesebb, mint a tizedére csökkent (4.22. ábra). Az előkerült fajok számában is visszaesést tapasztaltam: a 2006-ban kimutatott 8 faj közül 2007-ben csak 3-at találtam meg. 2010-ben ismét megnövekedett a kétéltűek száma a monitoring területen, azonban a fajok aránya eltért a 2006-os évben tapasztalt aránytól. A vöröshasú unka és a dunai gőte tömegesen fordult elő, a barna ásóbéka állománya azonban csak kis mértékben növekedett.



4.22. ábra. Éves átlag gyakoriság a három kétéltűfaj esetében (PFU: barna ásóbéka, BBO: vöröshasú unka, TDO: dunai tarajosgőte).

### 4.3. Megfigyelések a szöcskegér életmódjáról

A megfigyelések 5 példány terrárium tartásából származnak. Főbb eredmények:

1. A mezei aszat apró magvaiból táplálkoznak (lásd részletesebben a 4.2.1. fejezetben). A fogságban tartott példányok mellett almát, zöldborsót, diót, napraforgó- és tökmagot, valamint egyenesszárnyúakat fogadtak el. A mogyorós lednek (*Lathyrus tuberosus*) leveleit is elfogyasztja (4.23. ábra).



4.23. ábra. Magyarországi ledneket fogyasztó szöcskegér.

2. Felszín alatti élelemraktározást, valamint fészeképítést nem figyeltünk meg. A fajtársak egymással többnyire békésen viselkednek, akár közös fészket is használtak, de agresszív viselkedés is előfordult. Két alkalommal figyeltük meg, hogy az egyik hím a másikat kergette, majd megharapdálta. Más kismamával szemben is támadóan viselkedhet. A terráriumába helyezett törpeegeret (*Micromys minutus*) a szöcskegér megtámadta és beavatkozás nélkül valószínűleg megölte volna. Kislábú erdeieggel és pirók erdeieggel szemben közönyösen viselkedett.

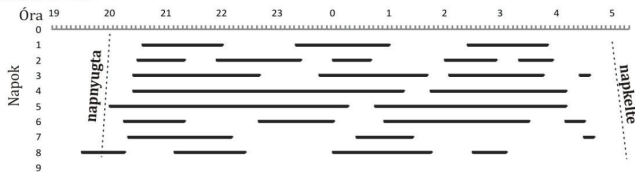
3. Táplálékot a földfelszínen keresnek, a növényzetre elsősorban meneküléskor másznak fel.

4. A szöcskegek napi aktivitási intenzitása hullámzó, több (3–4) nap is következhet egymás után, amikor alig jönnek elő fészkeikből. Aktivitási szintjük a hőmérséklettel és a légnyomással szignifikánsan korrelál (lásd részletesebben a 4.2.3. fejezetben).

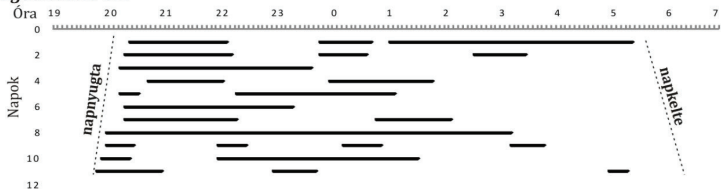
5. Nappali aktivitást 3 alkalommal sikerült regisztrálni a 185 nap alatt. Egy alkalommal előfordult, hogy a vizsgált egyed egy hétre elvonult fészkebe, miközben táplálékot és vizet nem fogyasztott. Napi aktivitását egy alkonyat utáni rövidebb, 1–2 órás intenzív periódus jellemzi, amit egy nyugalmi szakasz követ. Jellemzően az éjszaka második felében ismét egy elhúzódó aktivitás következik (4.24. ábra).



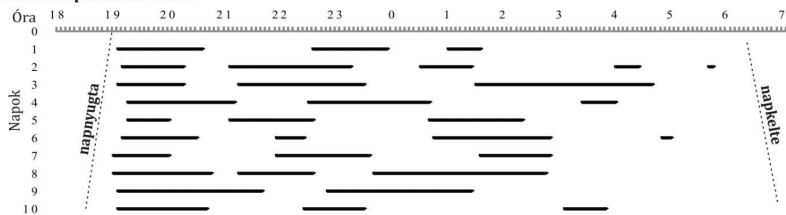
**2010. július 20-27.**



**2010. augusztus 20-31.**



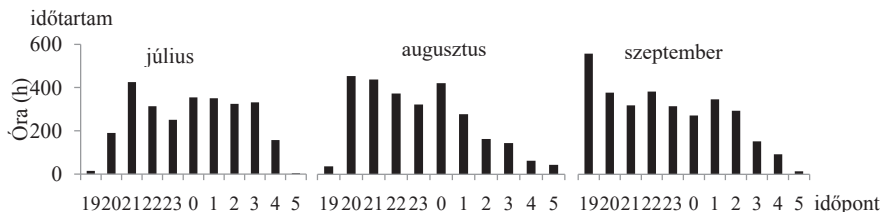
**2010. szeptember 11-20.**



4.24. ábra. Aktív szakaszok változása július és szeptember között fogásban tartott szöcskeegéknél.

Az 4.25. ábrán megfigyelhető, hogy őszi felé haladva egyre fontosabbá válik a napnyugta utáni első aktív periódus és egy újabb éjfél utáni aktív szakasz előfordulása már csak alkalmi. Még júliusban 70, augusztusban csupán 16, addig szeptemberben 168 óra az eltérés a legaktívabb periódus időtartama és a sorban utána következő aktív periódus időtartama között.

A vizsgált hónapok átlag aktivitásai: július=5,5 óra; augusztus=4 óra; szeptember=4,8 óra. A jelenlegi mintaszám nem elég ahhoz, hogy vizsgáljuk a különbségek szignifikáns voltát.



4.25. ábra. Fogságban tartott példányok összesített napi aktivitás mintázata július és szeptember között. Függőleges tengely jelzi a hónap során az aktuális órában az összesített aktív időtartamot.

## 4.4. Konzervációbiológiai eredmények

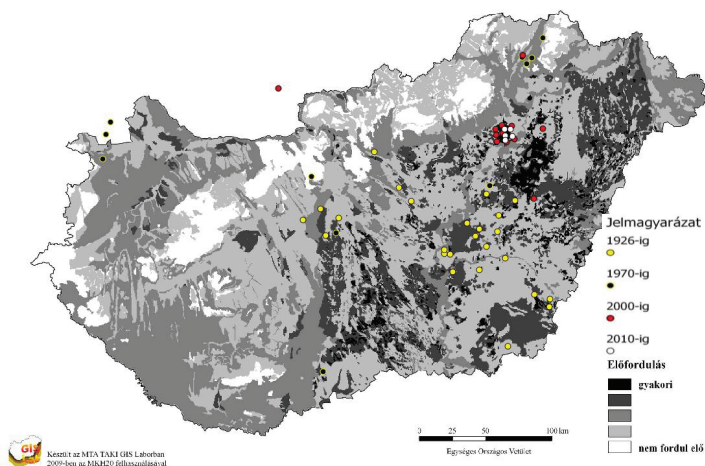
Konzervációbiológiai eredményeim és az elkészült fajmegőrzési tervek elsősorban az ökológiai eredményekre épülnek. A következő fejezetekben a korábbi témakörökhöz nem sorolható, a fajmegőrzési programokban felhasznált, tehát a gyakorlati természetvédelem számára talán legfontosabb eredményeket mutatom be.

### 4.4.1. A csíkos szöcskegér modellezett előfordulási térképe

A CORINE Land Cover projekt (EEA–ETC/TE 2002) élőhely típusai alapján elkészítettünk egy olyan Excel alapadat-táblázatot, amelyben a faj minden értelmezhető habitat típusra kapott egy–egy értéket. Az értékek az elő nem fordulástól a gyakoriig terjedtek. A modellezett előfordulási térképhez használt térképi alapú adatok felsorolása az Anyag és módszer fejezetben található.

Minden alap adatot egy 25 hektáros (500 x 500 m-es) rácsra vonatkoztattunk. Környezeti változókként és azok egyes értékeiként értékeltük a potenciális élőhelyeket. Ezek összegzéséből alakultak ki a nyers, becsült előfordulási valószínűség értékek, illetve ezek rácselemekhez való rendelésével a modellezett elterjedési térkép (4.26. ábra).

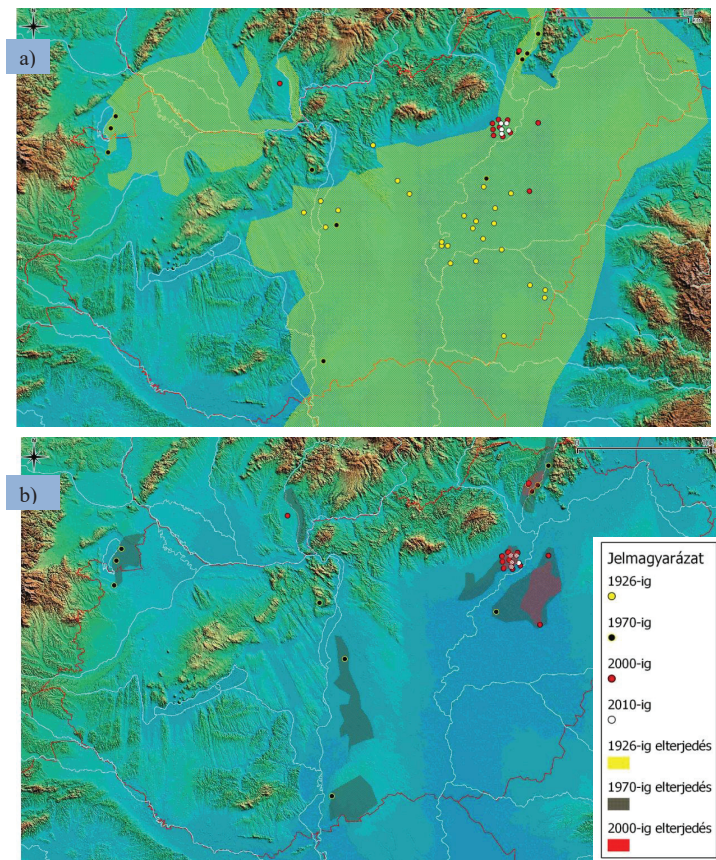
A modellezett elterjedés szerint a faj Magyarország keleti síkvidékein általánosan elterjedt lehetett, valamint potenciálisan a Dunántúl több síkvidékén is előfordulhatott foltszerűen. Leggyakoribb minden bizonnyal a Hortobágyon és a Kiskunságban volt. A modellezés az élőhelyek jelenlegi kiterjedése alapján készült, tehát nem veszi figyelembe például a folyószabályzás előtti állapotokat.



4.26. ábra. A csíkos szöcskegér modellezett előfordulási térképe az összes ismert előfordulási ponttal. (Az alaptérkép az Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet GIS Laborjában készült.)

Az egykori elterjedési terület rekonstruált térképe (4.27. ábra) a domborzati, természetes növénytakaró, modellezett elterjedés (lásd 4.26. ábra) és földhasználati, természetvédelmi területek térkép, valamint az adott korból és a későbbiekéből származó előfordulási adatok rétegeinek egymásra helyezése alapján készült. Ábrázoltam továbbá az osztrák (BAUER 1960) és szlovák (DEMETER & OBUCH 2004) előfordulási adatokat is. A Fertő-tó magyar oldaláról, Nagylózsról származó adat forrása: HERZIG-STRASCHIL et al. (2004) hivatkozik SÓLYMOSY (1939) pirók erdeiegér előfordulási adatára, ami véleményük szerint nem lehet pirókegér, hanem szöcskegér, mert akkoriban pirókegér még nem fordult elő azon a területen, csak több évtizeddel később jelent meg ott, szöcskegér viszont előfordult az osztrák oldalon.

Az egykori elterjedési terület rekonstruált térképén végzett területszámítás szerint 1926-ig az ország mai területének 55%-án élhetett szöcskegér, 51.037 km<sup>2</sup>-en. 1970-re az area 4.766 km<sup>2</sup>-re csökkent, a korábbi 9,3%-ra. 2000-re a optimista becslés 1070 km<sup>2</sup>. Mára feltételezésünk szerint már csak a Borsodi-Mezőség 100 km<sup>2</sup>-es területén fordulhat elő, az 1926 előtti terület 0,2%-án, amiből mindössze 5,5 km<sup>2</sup> az ismert élőhelyek kiterjedése. Mindez az jelenti, hogy korábbi elterjedési területének több mint 99%-áról kipusztult!



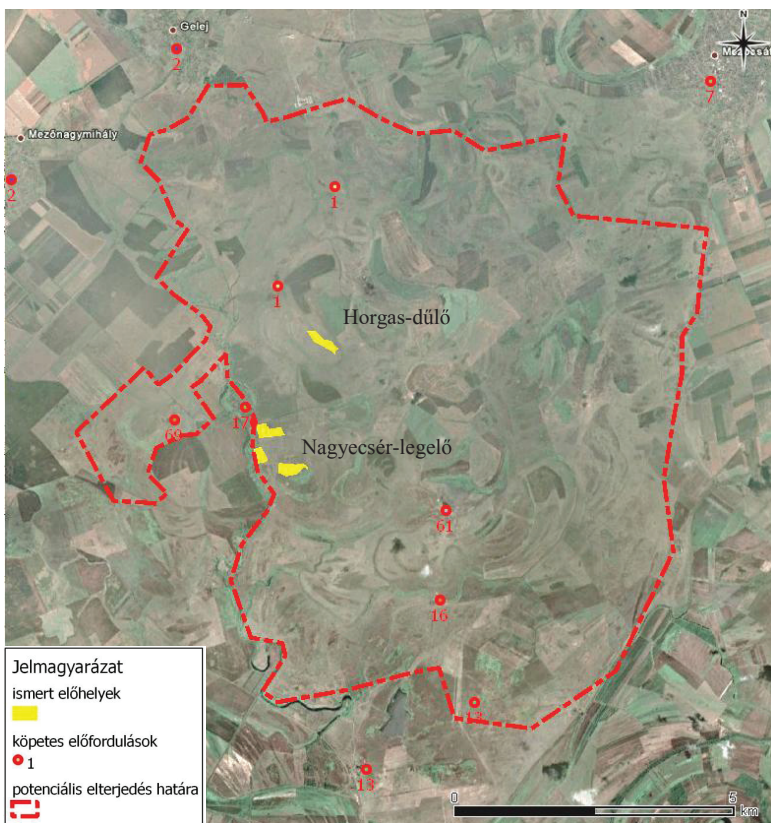
4.27. ábra. A szöcskegeér historikus és recens elterjedési területeinek rekonstruálása. a) az area feltételezett kiterjedése 1850–1926 között; b) 1926–1970 közötti, valamint az 1970–2000 közötti időszak. (b) 1970–2000 közötti időszak.

#### 4.4.2. Elterjedési terület meghatározása a Borsodi-Mezőségen

Bagolyköpet-vizsgálattal a szöcskegeér által használt élőhelyek nem határozhatóak meg. Viszont a potenciális elterjedési terület, ahol az előfordulásnak adottak a feltételei (4.28. ábra), terület-bejárásos élőhely-térképezés és a köpetgyűjtési helyek pozíciója alapján megbecsülhető.

A Borsodi-Mezőség esetében a 17 éves folyamatos bagolyköpet adatgyűjtés eredményeként behatárolható az állomány durvaléptékű elhelyezkedése. A mai napig 14 lelőhelyről 368 példány maradványai kerültek elő. Tekintve, hogy a bagolyköpetből történő

előkerülések a központi területekről rendszeresek, illetve a peremvidékről (Mezőcsát, Gelej, Ároktő, Tiszabábolna) szórványosak, feltételezhető, hogy az állomány nagy része Nagyecser környékére korlátozódik. Élvefogó csapdázással egyelőre szintén csak a következő helyekről sikerült kimutatni: 2006-tól a közel 50 ha nagyságú, vegyes növényzeti borítású Nagyecser-legelőről, valamint 2009-ben a Farkas-tanya közeli 16 ha kiterjedésű, főként mezei aszat borítású Horgas-dűlő lelőhelyről (4.28. ábra).



4.28. ábra. A borsodi élőhely áttekintő térképe a bagolyköpetből történő előkerülések pontjaival, az előkerült szöcskeegér-maradványok számával, valamint az ismert és potenciális előfordulási terület határával.

A Nagyecsér-legelőn három élőhely-foltban ismert a szöcskeegér jelenléte. A 4-es kvadrátot magába foglaló első folt kiterjedése 2,6 ha, növényzete 2006-ban szulákos tarackbúzás felhagyott szántó, ürmös szikes, nádas és bogáncsos. 2008-ra a területen a kiszáradás és a kaszálások miatt eltűnt a nádas és a bogáncsos. A 2-es, 3-as és 5-ös kvadrátokat magába foglaló második élőhely-folt növényzete 2006-ban szulákos tarackbúzás felhagyott szántó és bogáncsos. 2009-re a területről a kiszáradás miatt erősen megritkult a bogáncsos. A 3-as folt növényzete 2009-ig mezei aszatos volt, amit lekaszáltak. E foltban található a 10-es kvadrát (3.1. ábra).

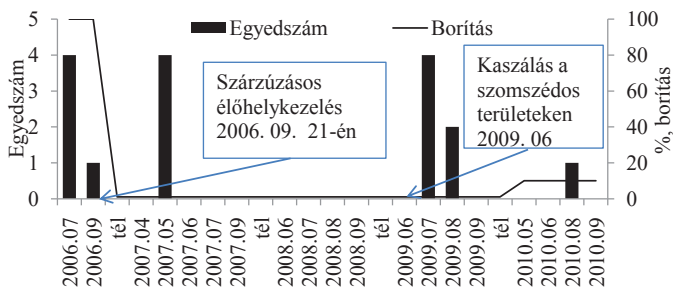
Az élőhely struktúrája és vegetációja kapcsolatot biztosít e három foltban élő szöcskeegér állományok számára. Az élőhely-foltokat állandóan, vagy hosszabb időszakokra magas növényzetű területek fűzik egymáshoz. A horgas-dűlői és ecséri élőhely közötti kapcsolat kérdéses, mert a két területet széles, nagy forgalmú földút, csatorna és szántóföld választja el egymástól.

Szöcskeegér előkerülést nem eredményező, sikertelen csapdázást a Farkas-tanya közeli legelőkön, Nagyecsértől északra és keletre, valamint Tiszabábolnához közeli Fehérnád-tanya közelében végeztünk (lásd ezek elhelyezkedését a 3. melléklet térképén). Ezek közül a Fehérnád-tanya környékén még érdemesnek találjuk folytatni az élvefogási kísérleteket.

#### **4.4.3. Élőhely-kezelés hatásának monitorozása**

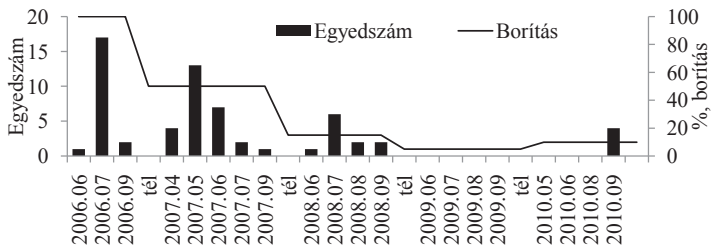
A monitorozó terület három fő területre bontható (lásd 4.4.2. fejezet). Természetvédelmi szempontból a 4. kvadrát a legfontosabb, ahol 2006 kora őszén szárazúzást végeztek. (A teljes Nagyecsér-legelőt váratlanul szárazúzták. Több kvadrátunk azért maradt sértetlen, mert a traktorosok látták a csapdajelző oszlopokat.) A 4-es kvadrátban a szárazúzás utáni év elején még sikerült szöcskeegeret fogni, azonban ezután legközelebb 2009. júliusában kerültek elő egerek a területről, 26 hónap elteltével (4.29. ábra). E fogások előtti napon ismét kaszáltak a 4. kvadrát mellett, de magában a kvadrátban már nem. Feltételezem, hogy a nagyszámú állat megjelenése a csapdába annak köszönhető, hogy a kaszált részekről az egerek az érintetlenül hagyott helyekre menekültek, mint amilyen a 4. kvadrát is (kvadrátok térképe a 3.1 ábrán).





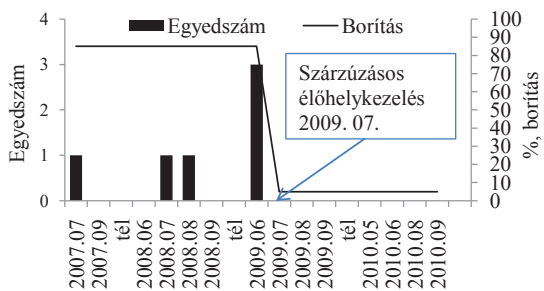
4.29. ábra. Fogások számának változása a 4-es kvadrátban a gyomos terület kiterjedésének, borításának tükrében.

A 2-es, 3-as és 5-ös kvadrátokat közvetlenül nem érintette a szárazúzás és a későbbi években végzett kaszálás sem. Megfigyelhető, hogy a területen a bogáncsos kiterjedésének csökkenésével fokozatosan csökken a fogásszám is. 2009-ben egyetlen egér sem került elő ezekről a helyekről (4.30. ábra). Az éves átlag borítás és az éves átlag szöcskeegér gyakoriság között szignifikáns pozitív összefüggést találtam ( $r=0,91$ ;  $p=0,02$ ). Tehát a borítás csökkenésén át a szárazság kimutathatóan negatív hatással volt a terület szöcskegér-állományára. A terület kiszáradásával fokozatosan megritkult a szöcskegér, de amikor ismét növekedett a borítottság 2010-ben, viszonylag gyorsan, 3–4 hónap elteltével megjelentek az egerek.



4.30. ábra. Fogások számának változása a szomszédos 2-es, 3-as és 5-ös kvadrátokban a gyomos terület kiterjedésének, borításának tükrében.

A 10-es kvadrát területét és tágabb környezetét 2009 júniusáig nagy kiterjedésben mezei aszatos borította, gyakorlatilag teljesen háborítatlan volt. 2009 júniusában azonban lekaszálták, aminek hatására több szöcskeegeret már nem sikerült kimutatni a területen (4.31. ábra). A 10-es kvadrátnál az éves átlag borítás és éves átlag szöcskegér gyakoriság (egyed/100 CsÉ) között szignifikáns pozitív összefüggést találtam ( $r=0,83$ ;  $p=0,01$ ). Tehát a borítás csökkentésén át a kaszálás kimutathatóan negatív hatással volt a terület szöcskegér-állományára.



4.31. ábra. Fogások számának változása a 10-es kvadrátban a gyomos terület kiterjedésének, borításának tükrében.



4.32. ábra. A szöcskeegér-védelmi magterület a 2009-es szabálytalan kaszálás után.



## 5. Értékelés

### 5.1. Taxonómia és morfometria

Viszonylag kevés morfometriai tanulmány létezik, amelyben a felhasznált csontanyagok bagolykopetekből származnak (e.g. RÁ CZ & DEMETER 1998, POPOV & MILTCHEV 2001, GALEOTTI et al. 2005), pedig sok esetben ez lenne az egyetlen lehetőség, hogy nagyon ritka fajok morfometriáját tanulmányozzuk, vagy nagyszámú mintához jussunk természet- vagy állatvédelmi elvárások megsértése nélkül. E mellőzés oka elsősorban az ilyen forrásból származó koponyák töredezettsége, ami miatt például én sem tudtam vizsgálataim során szofisztikáltabb módszert (pl. geometrikus morfometria) használni.

#### 5.1.1. Korcsoportok

A molárisok felületének mintázata a korrallal erodálódik. ROOD (1965) szerint azonban a fogazat kopásából nem határozható meg biztosan a relatív kor, mert a fogak kopottsága egyedi variációkat mutat és függ az állat környezetétől is. Kiegészítő kormeghatározó kritériumok használatát javasolja, mint az occipitonasalis hosszat, a testtömeget és a színezetet, tehát olyan bélyegeket, amelyek koponyatöredékek vizsgálatakor nem elérhetőek. Irodalmi adatok (PANKAKOSKI et al. 1987) habitatok eltérő minőségével is magyarázzák a kopásban megfigyelt különbségeket. Bükki és a borsodi-mezőszéki erdeieger mintákat összehasonlítva egy korábbi tanulmányomban bemutattam (CSERKÉSZ 2005), hogy a kopás erőssége táplálkozási és/vagy élőhelyi okokra is visszavezethető. A Bükkből származó erdeiegek fogai jobban lekopnak, mint a síkvidéken élő rokonaiké. A fogak nagyobb mértékű kopottsága utalhat eltérő táplálékra is. Erdei élőhelyen az *A. flavicollis* gyakrabban fogyaszt keményebb maghéjas terméseket (pl. mogyoró), mint lágynövényi részeket (SCHMIDT 2001), ami miatt jobban lekopnak a zápfogai. Eredményeim szerint a kopás következményeként a molárisok hosszúsága és szélessége akár csökkenhet is (CSERKÉSZ 2005), de ez a fajok elkülönítését nem befolyásolja.

Megvizsgáltam, hogy a kiválasztott karakterek szignifikánsan növekednek-e az állat életkorának előrehaladásával. A korrallal való növekedés problémáját mi sem jelzi jobban, minthogy FIELDING (1966) az általa vizsgált 76 erdeieger koponya közül 11-et nem vett figyelembe az eredmények kiértékelésekor, mert a minták túl fiatal állatoktól származnak. A fiatal egyedek elhagyása általános jelenség a morfometriai vizsgálatokban, emiatt rendelkezünk kevés adattal a subadult korcsoportok méreteiről. A szőcskeeger koponyákon végzett vizsgálati eredményeim alátámasztják ROOD (1965) megfigyelését, miszerint a fogsor hossza a korrallal nem változik. A többi mért változó esetében sem találtam szignifikáns változást, ami azt jelzi, hogy a

koponya növekedése korán befejeződik, így a kornak a morfometriai mintázat meghatározásában nincsen nagy szerepe.

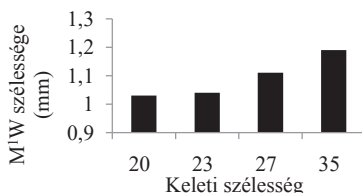
### 5.1.2. Morfometriai differencia az európai *Sicista* populációi között

Jelenleg a *S. subtilis*-nek három elfogadott alfaja van Európában: a *S. subtilis subtilis* (Pallas, 1773), *S. subtilis nordmanni* (Keyserling et Blasius, 1840), *S. subtilis trizona* (Frivaldszky, 1865), valamint egy testvérfaja a *S. severtzovi* (Ognev, 1935). KOVAL'SKAYA et al. (2000) és ZAGORODNIUK & KONDRATENKO (2000) szerint a kromoszómaszám különbség a 24 kromoszómaszámmal rendelkező formák (*S. subtilis subtilis*, *S. subtilis sibirica* és *S. subtilis vaga*) és a 26 kromoszómásak (*S. subtilis nordmanni* és *S. subtilis trizona*) között már elegendő a reprodukív izolációhoz, tehát az európai és ázsiai szöcskeegerek között faji szintű lehet a különbség. A *S. subtilis trizona* önálló faji státuszát geográfiai szegregációja és reprodukív izolációja bizonyítja (MÉHELY 1913), valamint már saját morfometriai eredményeim is alátámasztják.

A morfometriai vizsgálatok egyik kezdeti célja a Lengyelországból származó koponyák faji hovatartozásának megállapítása volt. A vizsgált területen, a Lublini-hátságán mindkét faj, a *S. subtilis* és a *S. betulina* is előfordul, igaz más-más élőhely-típusokban. A *S. betulina* üde, fás lápvidéken él elsősorban, a *S. subtilis* többnyire fátlan, szárazabb társulásokban fordul elő. A táj jellegét azonban a Neolitikum óta az emberi tevékenység határozza meg, így az élőhelyek alapján nem lehetett egyértelműen következtetni a baglyok zsákmányában szereplő szöcskeegerek fajára. A kipróbált határozókulcsok hiánya megnehezítette a határozást. Két kvalitatív (SCHMIDT 1971, KALTHOFF et al. 2007) és egy kvantitatív (PUCEK 1982) módszer ismert a két faj elkülönítésre, azonban a kvalitatív módszerek túl szubjektívek, hogy használhatók legyenek. A bizonytalanságot tovább növelte az is, hogy a szomszédos Ukrajnában előforduló *S. severtzovi* az Európai Emlősök Értékelése szerint (European Mammal Assessment (IUCN 2007) a lengyel–ukrán határ közelében is megtalálható. 1957-ben Nyugat-Ukrajnában, Volyn-megyében valóban több szöcskeegeret is fogott TATARINOV (1973), amit ő *S. subtilis severtzovi*-nak tartott (akkor még alfaj szinten különítették el a *severtzovi*-t), azonban a jelenlegi legjobb tudásunk szerint a *S. severtzovi* nem különíthető el a *S. subtilis*-től morfometriailag – amit saját eredményeim is alátámasztanak –, csak kromoszómáisan, így kétséges TATARINOV (op. cit.) egereinek *S. severtzovi* volta. Az ő mintái azóta sajnos elvesztek, így e kérdés egyelőre megválaszolatlan marad.

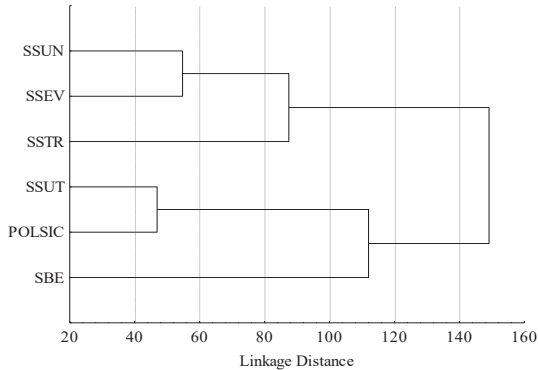
PUCEK (1982) román *nordmanni* mintákat felhasználva az  $M^1W$  szélsőértékeit *S. subtilis*-ra 1,02–1,20 mm-ben ( $=1,11$  mm) adja meg, amely jelentősen meghaladja az általam mért

értékeket (lengyel minták: min./max.=0,95–1,15 mm,  $\bar{x}$ =1,04 mm). A helyzet hasonló az M<sup>1</sup>L esetében is (PUCEK romániai mintái: min./max.=1,00–1,18 mm,  $\bar{x}$ =1,08 mm; saját lengyel *Sicista* minták: min./max.=0,93–1,09 mm,  $\bar{x}$ =1,04 mm) és a többi karakter esetében is. Így a vizsgálatot kiterjesztettem ukrán adatokkal való összehasonlításra is. A lengyel koponyák összes mérete szignifikánsan kisebb az ukrán *S. subtilis nordmanni*-nál. Az ukrán koponyák mérete a románokét is meghaladja, valamint több vizsgált karakternél megfigyelhető egy nyugat–kelet irányú méret növekedési trend is ( $r=0,98$ ;  $p=0,01$ ) (példaként az M<sup>1</sup>W az 5.1. ábrán).



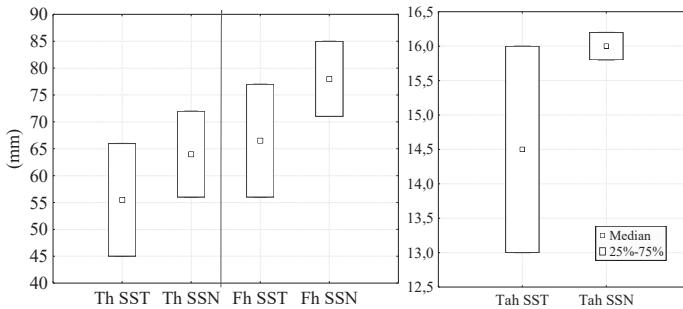
5.1. ábra. A *S. subtilis* koponyákon mért M<sup>1</sup>W értékek a földrajzi Ny–K irányban növekednek. Hasonló összefüggés jellemez több más mért karaktert is.

Mindez ahhoz a következtetéshez vezet, hogy a lengyel populáció a *S. subtilis* taxonba sorolható, azonban alfaji besorolása a DFA eredményeit alapul véve nem *S. subtilis nordmanni*, mint azt feltételeztük biogeográfiája alapján, hanem egy morfometriai változata, vagy új alfaja a *S. subtilis*-nek. Kraniometriailag nagymértékben hasonlít a magyar *trizona* populációra. Néhány méretük között szignifikáns különbséget nem is találtam, vagy a szignifikáns különbség az átlagok tekintetében minimális (0,02–0,2 mm). A morfometriai térben a különbség a magyar és a lengyel populáció között kisebb, mint a *S. severtzovi* és a *S. subtilis nordmanni* között (5.2. ábra), ami megkérdőjelezi a *severtzovi* önálló faji státuszát. A *severtzovi*- és a lengyel-kérdés tisztázása is DNS-vizsgálattal lenne lehetséges.



5.2. ábra. Fenogram a csoport centroidok közötti Mahalanobis távolságok klaszteranalízise alapján. *S. subtilis nordmanni* (SSUN), *S. severtzovi* (SSEV), *S. strandi* (SSTR), *S. subtilis trizona* (SSUT), lengyel *S. subtilis* (POLSIC), *S. betulina* (SBE).

Egyéb biometrikus karakterek tekintetében is hasonló méretkülönbségek tapasztalhatók: a *S. s. trizona* méretei jelentősen alulmúlják a *S. s. nordmanni*-t (5.3. ábra).



5.3. ábra. Biometriai különbségek a *S. s. trizona* (SST) és Romániában AUSLÄNDER & HELLWING (1957) által fogott *S. s. nordmanni* (SSN) között. Th= testhossz, Fh= farok hossz, Tah= talphossz.

A méretcsökkenés, ez a mikroevolúciós különbség, valószínűleg a *trizona* esetében egy hosszabb, a lengyel populáció esetében egy rövidebb izolációnak köszönhető. A legrégebben, valamint geográfiailag leginkább izolált magyar szöcskegér populáció koponyaméretei a legkisebbek a *S. subtilis* superspeciesen belül. A magyar populáció már önálló alfajként elismert. Eredményeim alátámasztják a *trizona* megelölözött faji státuszát és prognosztizálnak a lengyel populációnak egy alfaji státuszt.

A morfológiai változékonyság leginkább a fenotipikus plaszticitás vagy a lokális adaptáció eredménye, vagy e folyamatok interakciójából alakul ki. A morfológiai különbségeket együtt élő fajok, vagy fajokon belüli morfotípusok esetében gyakran az eltérő evolúciós utakkal magyarázzák (EHLINGER & WILSON 1988; SKULASON et al. 1989), miközben az izolált populációk eltéréseit többen a lokális viszonyokra való adaptálódásnak vélik (LAVIN & MCPHAIL 1986; MEYER 1989; MITTELBACH et al. 1992). FUTUYMA (1986) szerint mindkét szituáció az adaptív radiáció folyamányának tekinthető. VORONTSOV et al. (1984) például a *Citellus undulatus* izolált belső-ázsiai populációit morfometriailag élesen különböztetik meg. Izolált populációk morfometriai divergenciájára számos egyéb példát is leírtak (e.g. SCHONEWALD-COX et al. 1985, CLEGG et al. 2002, MÉNDEZ et al. 2004, SMITH & TUMLISON 2004).

A morfológiai variáció a geográfiai izolált alfajok között nyilvánvaló. A lengyel populáció a Lublini-hátságban azonban geográfiai nem egyértelműen izolált ahhoz, hogy szignifikáns morfológiai változást produkáljon. Hipotetikusán, a lengyel egerek kis koponyája a táplálékátlagos eltérésnek is köszönhető, amely az élőhelyek különbségeit reflektálja.

## 5.2. Ökológia

Munkám kétségkívül legnagyobb eredménye, hogy sikerült csapdával élve szöcskegeret fognom, amelyre a természetvédelem és a zoológia részéről is nagy igény mutatkozott. A faj élő egyedét hitelt érdemlő módon kutatásaimat megelőzően utoljára 70 éve figyelték meg hazánkban.

### 5.2.1. Élőhely feltételek

Az állatok elterjedését élőhely igényük határozza meg. Annak ismerete, hogy egy élőlény mi alapján választja ki élőhelyét alapvetően fontos, ha az élőhelyet érintő természetes vagy antropogén hatások változásait kívánjuk megérteni és megbecsülni (DUNNING et al. 1995).

A Magyarországon honos csíkos szöcskeger a marhalegelőkön előforduló háborítatlan gyomos foltokat kedveli, vagy legalábbis ide szorult vissza. A legtöbb egyed útszéli bogáncsos (*Carduetum acanthoidis* Felföldy 1942), valamint mezei aszatos (*Cirsio lanceolati-arvensis* Morariu 1943) gyomvegetációból kerül elő, de néhányat rövidfűves területeken (*Convolvulo-Agrophyretum repentis* Felföldy 1943) is fogtam.

Szárazabb években egyedül az aszatos, bogáncsos foltok biztosítanak számára kedvező környezeti feltételekkel rendelkező élőhelyet, ezért tapasztalható a magas gyakoriság ebben a vegetációtípusban. Csapadékosabb időszakban a fűves részekben is magasabb a növényzet, valószínűleg ilyenkor a legnagyobb az átjárás az egyes elszigetelt gyomos élőhely foltok között.

Ugyanekkor a populáció kiterjeszkedhet az egyébként rövidfűves területekre, és újabb helyeket kolonizálhat.

A szöcskeegérnek a Borsodi-Mezőségen otthont adó vegetációtípusok sokfelé előfordulnak az országban. A fajt a Borsodi-Mezőséghez nem e növénytársulások jelenléte köti, hanem egyéb környezeti, valamint tájtörténeti tényezők. Így az hibás feltételezés lenne, hogy a faj bárhol máshol, egy hasonló jellegű növénytársulásban előfordulna. Ezt az utóbbi évtized intenzív emlőstani kutatásai egyelőre kizárják.

Kérdéses volt az egér kapcsolata a terület vízviszonyaihoz. A detektált magas gyakoriságok a belvizes és azt követő évekkel esnek egybe. Az egér állományára pozitív hatással van a sok csapadék, ám ennek mechanizmusa nem teljesen ismert. Feltehető, hogy táplálék mennyisége növekszik esőzések hatására és emiatt lehet több az egér. Az 1998-ban és 2006-ban tapasztalt csúcsdenzitások egybeesnek a legcsapadékosabb évekkel, illetve inkább követik azokat. Száraz években a szöcskeegér mindig a legsűrűbb, „legzöldebb” vegetációban fordul elő, ami többnyire az aszatos és a bogáncsos.

A Kiskunság száraz pusztáiról, illetve a Hortobágy közel 100 évvel korábban ármentesített területéről a faj eltűnt. Lehetséges, hogy a Borsodi-Mezőségen való előfordulása – a terület elmaradottságán túl – részben annak is köszönhető, hogy a Tisza áradásait megakadályozó gát itt csak a XX. század közepén épült meg. A terület É–D irányú lejtése, és a folyómeder maradványok miatti szabdaltsága következtében az áradások vize nem lepte el a hátaikat, így a közeli menekülő hely mindig adott volt. Az árvizek után dűsan burjánzó növényzet pedig ideális élőhelyi feltételeket kínált.

Klasszikus vizes élőhelyeken azonban nem fordul elő a szöcskeegér (Ukrajnában csak a száraz sztyeppén él, gyomosban sem fordul elő (M. RUSIN és I. ZAGORODNIUK személyes közlése). Felmerül a kérdés, hogy a gépesített mezőgazdaság térhódítása előtt is a gyomos volt-e a szöcskeegér kedvelt élőhelye, vagy esetleg egy szerkezetében hasonló növénytársulás.

Az élőhely preferenciának életmódbeli okai is vannak. Mint ahogy azt a terráriumi megfigyelések mutatják, a szöcskeegér azért is kedveli a bogáncsos, aszatos területeket, mert tápláléknak hasznosítja az itt gyakori növényeket, a mezei aszatot és az útszéli bogáncsot. MÉHELY (1913) részletesen leírja fészeképítését, miszerint a földalatti fészek fűfélékből készül és belsejét a bogáncs virágzatának szirmával („lágó bóbitájával”) béleli ki. PETÉNYI S. (CHYZER 1882) szerint azonban „fészket s hálósobát nem készítenek”. A BMTK-ból származó, terráriumban tartott egyedeknél fészeképítést mi nem figyeltünk meg, azonban több bogáncssal kapcsolatos eseményt is rögzítettünk. Az első megfigyelés során az egér összegyűjtötte a bogáncs szirmait, és bevitte rejtekhelyére, alátámasztva ezzel MÉHELY (1913) leírását. Egy

következő egér a bogáncs szárának a szúrós külső rétegét rágtá le, majd a bogáncs virágának lerágása után egy fedett helyre elhúzta azt és a magokat elfogyasztotta. Később további egyedeknél is megfigyeltük, hogy aszat és bogáncs magot esznek, de fészket a szíromlevelekből egyszer sem készítettek. Tehát a bogáncs virágzatát amiatt viszi be rejtekhelyére, hogy a magvakat elfogyassza belőle.

### **5.2.2. Populációdinamika: szezonális aktivitás mintázata, vagy/és denzitás?**

A széles körben elfogadott (de kivétel ez alól például OLI (2003) predációs hipotézis értelmében, a generalista ragadozók ritkák északon, így a kisméltők, főleg a pockok populációdinamikáját elsősorban a specialista Mustelidae ragadozóikkal alkotott interakció határozza meg, több éves, magas kilengésekkel jellemezhető zsákmány–ragadozó interakciót eredményezve (HANSKI et al. 1991, TURCHIN & HANSKI 2001, GILG et al. 2003). Alternatív hipotézisként többen a táplálék elérhetőség fluktuációjában látják e ciklusok hajtóerejét (TURCHIN et al. 2000, LAMBIN et al. 2002). BATZLI (1992) 22 hipotézist gyűjtött és foglalt össze a ciklusok magyarázatáról.

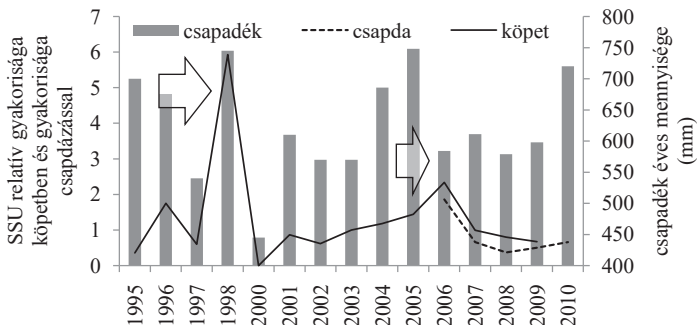
Csökkenő szélességi fokok felé haladva a generalista ragadozók nagyobb száma stabilizáló hatást fejt ki a rágcsálók dinamikájára, amelynek eredményeként a rágcsáló populációk délen stabilabbak, azonban évente szabálytalan állomány ingadozást mutatnak. Ezeket a kisebb, szabálytalan amplitúdókat külső faktorok befolyásolják, elsősorban az időjárás (HANSKI et al. 1991).

Észak-Kazahsztánból származó adatok szerint bizonyos években a fogott kisméltőknek akár 25%-a is lehet szöcskeegér (FLINT 1960). A Borsodi-Mezőségen a legmagasabb arányt 32%-nak mértem 2006 júliusában, ami azt jelenti, hogy a megfogott 25 emlősállatból 8 volt szöcskeegér. Ebben a csapdázási periódusban 1062 barna ásobékát is fogtunk, ami jól jelzi az időszak csapadékos jellegét. Összehasonlításképpen 2008-ban a teljes év során (!) mindösszesen 20 ásobékát és 10 szöcskeegeret fogtunk. A legmagasabb egy szezon alatti fogásszám azonban 2007. májusban történt. Ekkor 5 éjszaka alatt 17 példány esett csapdába, azonban ez a példányszám csupán 18,5%-át jelentette a megfogott kisméltőknek. A párzási időszak esik május elejére, emiatt lehetnek aktívabbak az egerek és növekszik meg a fogások száma. AUSLÄNDER & HELLWING (1957) hasonló tapasztalatokról számoltak be: kelet-romániai csapdázás során szintén májusban fogták a legtöbb szöcskeegeret. Következtetésük szerint a párzási időszak és a fokozott táplálékmenyiség a fő oka a májusi gyakorisági maximumnak. MØLLER et al. (2010) hasonló következtetésre jutott északi szöcskeegér telemetriai vizsgálatával: a tavaszi párzási szezonban voltak a legaktívabbak a szöcskeegerek.

A Borsodi-Mezőségen gyűjtött bagolyköpetben 1998-ban tapasztaltuk a szöcskeegér felszaporodásának és az állomány jelentős megerősödésének a jeleit. Tanyákról gyűjtött köpetekben a rágszálók 11%, illetve 31%-a csíkos szöcskeegér volt. A bagolyköpetből történő előkerülések elemzése alapján a szöcskeegér populáció méretét a csapadék mennyisége befolyásolja. A korreláció statisztikailag bizonyított. A megnövekedett csapadékmennyiség több táplálékot eredményez, aminek következtében megemelkedhet a szaporodási ráta. A szöcskeegér szaporodási rátája azonban igen alacsony, évente 4–5 utódot hoznak a világra (FLINT 1960), amely utódok – eltérően más rágszálóktól – születésük évében még nem szaporodnak. Így kedvező körülmények esetén is hosszabb idő szükséges a populáció egyedszámának növekedéséhez. Mindebből az következik, hogy az aktuális év tavaszi csapadékmennyisége nem, illetve nem csak a szaporodási ráta növekedésén át fejtheti ki gyors hatását, hanem valami gyorsabban ható paraméter változásán át, mint például a mortalitás csökkenésén, a túlélési ráta növekedésén keresztül. KÖRPI MÁKI et al. (2004) szerint a kisémlős ciklusban és gradációkban a túlélési ráta – és nem a szaporodási ráta – változásának van a legnagyobb szerepe. Esős tavaszt követő évben sűrűbb lesz a növényzet, jobb rejtékhelyet biztosít az egereknek, a ragadozók kevésbé érik el őket. A kedvező környezeti feltételek mellett növekedő szaporodási és túlélési ráta együttesen legalább egy évvel később mutatkozhat meg a populáció-denzitáson. Ez természetszerű, hiszen a lassan szaporodó fajok populációinak a környezeti változásokra adott visszacsatolásai gyakran elhúzódó jellegűek (PRICE & HUNTER 2005, KÚTI et al. 2010, LUIS et al. 2010).

Ha szemügyre vesszük a 5.4. ábrát, láthatjuk, hogy a bagolyköpetekben a szöcskeegér száma a csapadékos szezonok után 1–2 évvel növekszik meg. Az 1998-ban tapasztalt „gradáció” minden bizonnyal még az 1995–96-os esőzések eredménye. Itt a további egy év csúszás a megkésett mintagyűjtésnek tudható be. A 2006-os állománynövekedés szintén a korábbi év esőzéseinek köszönhető. Itt már nincs további egy év csúszás, mert a mintavétel a köpetek keletkezését követő pár hónapban begyűjtésre került. A 2006-os bagolyköpetből történő előkerülések adatait az állományerősödéssel, valamint az „késleltetett pozitív visszacsatolás” elméletet már a csapadázási eredmények is alátámasztják: a megelőző év összes hullott csapadék mennyisége szignifikánsan korrelál a szöcskeegér éves átlag gyakoriságával.





5.4. ábra. A szöcskeegér denzitását nagymértékben meghatározza az előző évben hullott csapadék mennyisége.

A csapdázások és bagolyköpet elemzések során előkerülő szöcskeegerek egyedszáma 2007–2010 között alacsony volt, aminek legvalószínűbb oka a 2006 nyara óta tartó szárazság. Csapadék hiányában kiszárad az egereknek fedezéket és táplálékot biztosító vegetáció, amely 2007-ben már meg sem közelítette a 2006-ban tapasztalt sűrűséget. A 2010-es év azonban újra csapadékos volt. A fogási eredmények megerősítik az elméletet. Az év első felében nem mutatkozott állomány erősödés – igaz intenzív csapdázást sem sikerült végezni –, azonban szeptemberben emelkedett a gyakoriság – ráadásul a megfogott példányok nagy része fiatal volt –, ami azt jelzi, hogy az állomány szaporodott.

Összességében az eredmények arra engednek következtetni, hogy a szöcskeegér nagyobb gyakoriságban csak a 650 mm éves csapadékszint feletti éveket követően fordul elő. Hasonló megfigyelésről Ukrajnából is beszámolnak; esős években a szöcskeegér jobban elszaporodik a Fekete-tenger melléki ukrán sztyeppéken (SELYUNINA 2003). SHENBROT & KRASNOV (2001) a Negev-sivatagban élő *Mus*, *Gerbillus* és *Acomys* fajok esetében mutatta ki, hogy az aktuális denzitásukat az előző év csapadékmennyisége befolyásolja. A csapadék mennyisége által befolyásolt populációdinamika elsősorban a sivatagi, fűsivatagi kisemlős fajokra jellemző (e.g. BEATLEY 1976, FICHET-CALVET et al. 1999), de nem általános a száraz vidéken élő fajknál (cf. SHENBROT & KRASNOV 2001). A populációdinamikai eredmények is azt mutatják, hogy a csíkos szöcskeegér a száraz ukrán–orosz sztyeppékről származik, innen hozta magával a száraz területek fajaira jellemző populációdinamikát.

### **Aktivitás: életmódra visszavezethető okok**

Egy faj kimutatása nehézségekbe ütközik, amikor a populáció mérete kicsi, az egyedeket nehéz „mintázni”, vagy a mintázás lehetőségei korlátozottak. Ritka fajoknál, mint amilyen a szöcskeegér is, az alacsony kimutatási valószínűség észlelési hibához vezet, amelyet az okoz, hogy bár az állat előfordul a kutatási területen, azonban mégsem sikerül kimutatni.

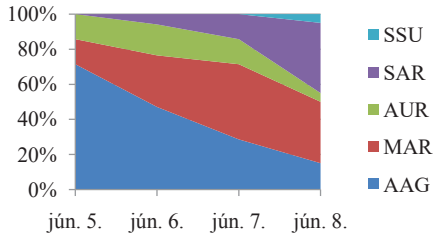
Az ökológia egyik elmélete szerint bizonyos fajok kaotikus populációdinamikát mutathatnak, amely nem azt jelenti, hogy megjósolhatatlan a populációméretük, hanem a dinamikájukat szokatlan tényezők irányítják, amelyek természete még nem kellően ismert (KUNIN & GASTON 1997). VANDERMEER (1982) szerint a kaotikus dinamika a ritka fajokra jellemző. ROGERS (1984) azonban rámutatott, hogy a kapcsolat a káosz és a ritkaság között nem szükségszerű. A kaotikus dinamikájú fajok hosszan visszavonultan élnek, majd hirtelen a szokásosnál sokszor nagyobb mennyiségben jelentkeznek. Jellemző, hogy nincs modell vagy adat, amely előre jelezné ezt a mintázatot. Az 5 éves talajcspadázásos mintavétel során a szöcskeegérnek egészen egyedi, kaotikus populációdinamikai idősorát regisztráltuk. Az egyes hónapok fogási adatai közötti jelentős eltérések, valamint a nagy szezonális ingadozás miatt feltételezhető, hogy az adatsor nem csak denzitást, hanem aktivitást is jelez. Több egymás utáni hónapban nem mérhető hasonló nagyságú denzitás, vagy nem figyelhető meg egy tendencia. Extrém ritka fajok esetében jellemző az ilyen mintázat (KUNIN & GASTON 1997). Esetünkben azonban az éven belüli populációdinamika inkább csak kaotikusnak mutatja magát, többek között azért, mert nem áll rendelkezésre az a mintanagyság, amiből már pontos populációméret becsülhető havi felbontásban. Tehát az észlelési hiba, a kis mintanagyság, az ingadozó aktivitás miatt mutat kaotikus képet a hónapok között a szöcskeegér gyakorisága, és emiatt el kellett tekintsek az adatok havi szintű elemzésétől is. A visszafogások alacsony száma sem teszi lehetővé a pontosabb becslést. Négy év alatt összesen 3 példány szöcskeegeret fogtunk vissza, aminek szintén az lehet az oka, hogy a populáció tagjainak csak nagyon kis százalékát sikerül „megmintázni”. Ez azt is jelenti, hogy a populáció denzitását nagy mértékben alábecsülhetjük.

A nagy szórást mutató, közel véletlenszerű, sztochasztikus gyakoriságnak életmódra visszavezethető okai lehetnek. VÁSÁRHELYI (1929) szerint a szöcskeegér nyáron is raktároz élelmet, amit a hűvösebb napokon fogyaszt el. Fészket csak élelemgyűjtéskor hagyja el, egyébként a fészek bejáratát is eltömi. E viselkedés megmagyarázná, hogy miért kerül ennyire ritkán szem elé, illetve miért ennyire szakaszos és fluktuáló csapadázásának sikeressége. Terráriumai tapasztalataink azonban nem támasztják alá VÁSÁRHELYI megállapításait. Élelembőség esetén sem raktározott, az azonban előfordult, hogy akár egy hétre is elvonult fészkebe, miközben táplálékot és vizet nem fogyasztott. Ezen nyári pihenők során az állat

valószínűleg lelassítja anyagcseréjét, ami segíti a táplálékszegény, száraz időszakok átvészelését is. Ez egyszerű magyarázat lehet a fluktuáló és csoportos fogásokra (adott éjszaka több állatot is fogunk, majd utána egyet sem), illetve alátámasztja a faj száraz sztyeppi területekről való származását. Hullámozó aktivitási mintázatok is magyarázatot szolgáltat a sztochasztikus fogás számra. Aktív napokat inaktív, alacsony aktivitású napok sora követhet, melyet bizonyos időjárási faktorok váltanak ki, elsősorban a hőmérséklet esése. Terráriumban tartott egyedeken megfigyeltem, hogy őszi felé haladva egyre fontosabbá válik a napnyugta utáni első aktív periódus és egy újabb éjfél utáni aktív szakasz előfordulása már csak alkalmi. Ennek feltételezett oka a kora őszi alacsony éjszakai és hajnali hőmérséklet, amelyet a hidegre érzékeny szöcskeegér nem kedvel.

Az aktivitási szint egy gyakran elhanyagolt faktor, amely jelentősen befolyásolja a kismélsők tér- és időbeli denzitás mutatóját. Kimutatták például, hogy a cickányok mért gyakorisága az aktivitási szintjükkel arányos (SARRAZIN & BIDER 1973). A Soricidae családba tartozó cickányok esős éjszakákon szignifikánsan emelkedő aktivitása (VICKERY & BIDER 1978, PANKAKOSKI 1979, BURY & CORN 1987, KIRKLAND et al. 1998, MERRITT & VESSEY 2000) zavart okozhat abundanciájuk becslésekor. (A becslésnek éppen a csapdázási periódus során konstans fogási valószínűség lenne az alapja.) Azonban azt nem tudni, hogy a csapadék közvetlenül a metabolizmusukra és magas vízigényükre hat-e (CHEW 1951), vagy közvetve a gerinctelen zsákmányállatok elérhetőségén keresztül (VICKERY & RIVEST 1992, MCCAY & STORM 1997).

Szakirodalmak (SANTOS-FILHO et al. 2006, UMETSU et al. 2006, STANLEY & HUTTERER 2007) megemlítik, hogy csapadékos időszakban általánosságban a talajcsapadék nagyobb valószínűséggel fognak kismélsőket. A terrárium vizsgálatok szerint közvetlenül az esőzések után, a hőmérséklet emelkedésével aktívabb lesz a szöcskeegér. Szintén bemutattam, hogy esős években, valamint azok után megerősödik az állomány. A csapadék mennyiségének e kettős hatása megmutatkozik a bagolyköpetből történő előkerülések adataiban és a csapdázási adatokban is, megnehezítve ezek kiértékelését, amelyek az állomány nagyság mellett az aktivitási mintázatot is tükrözik. Az adott hónapban fogott egerek és cickányok száma, valamint az adott hónap és a konkrét csapdázási időszak során hullott csapadék mennyisége között azonban nem találtam összefüggést. A korábban említett szakirodalmakban leírtakat, miszerint a cickányok fogási számára az időjárás hatással lenne, nem sikerült alátámasztanom. A terepi munka során azonban több esetben megfigyeltük, hogy egyes éjszakákon a cickányok fogásszáma megsokszorozódik, amit nem tudtam összefüggésbe hozni semmilyen környezeti paraméter megváltozásával (5.5. ábra).



5.5. ábra. 2007 júniusában dobozcsapdázás során az utolsó éjszaka erdei cickányból (SAR) a korábbi mennyiség négyszerese került a csapdádba, valamint egy szöcskeegér (SSU) is. Ez azonban nem hozható összefüggésbe semmilyen időjárási eseménnyel. (AUR: kislábú erdeieger, MAR: mezei pocok, AAG: pirók erdeieger)

Terráriumban tartott szöcskeegerek aktivitásvizsgálata a csapadék mennyiségének az aktivitásra gyakorolt egyértelmű pozitív hatását sem támasztja alá. A vizsgált időjárási paraméterek közül szignifikáns hatást a hőmérséklet és a légnyomás esetében sikerült kimutatni. Emelkedő hőmérséklettel aktívabbá válnak az egerek. A vizsgált időszakban egy alkalommal fordult elő, hogy a csapadék nem járt jelentősebb ( $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál nagyobb) lehűléssel, ekkor a kisebb lehűlés ellenére a vizsgált egyed aktivitása nőtt. A csapadék szerepét igen nehéz különválasztani a hőmérséklettől, mert az esőzések általában lehűléssel járnak, amikor – az eredmények szerint – a szöcskegér aktivitása csökken.

A vizsgálatból levonható következtetés tehát az, hogy a csapadékkal együtt járó lehűlés az egereket a földalatti fészükben tartja, majd az ezt követő enyhülés növeli az aktivitást. VICKERY & BIDER (1981) hasonló következtetésre jutott *Clethrionomys*, *Peromyscus* és a szöcskegérrel rokon *Napaeozapus* fajok (azonos család: Dipodidae) esetében is. Véleményük szerint ez a mintázat a ragadozó elkerüléssel is összefüggésbe hozható.

Orosz szerzők (ROKITANSKY 1952, BOLSHAKOV et al. 1977) írják, hogy a szöcskeegerek  $10\text{--}12\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál alacsonyabb hőmérséklet esetén nem jönnek elő földalatti fészükéből. Ezt saját eredményeim nem támasztják alá. A legalacsonyabb hajnali hőmérséklet szöcskegér fogás során csupán  $3,6^{\circ}\text{C}$  volt.

### 5.2.3. Közösségökológiai következtetések

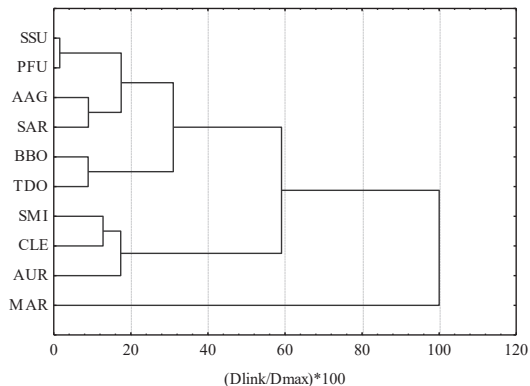
Ismert élőhelyen a *Sicista* kimutatásának leghatékonyabb módszere a talajcsapdázás. Talajcsapdázás során a legmagasabb, 6% a szöcskegér aránya a fogott emlősállatok között. Ennek egyik oka a talajcsapdák szelektivitása. A Muridae fajok, a valódi egerek adult egyedei képesek kiugrani az általunk használt csapdákból, így hiányuk növeli az egyéb fajok százalékos

jelenléti arányát. Mint látjuk, a cickány és pocok fajok, valamint a szöcskeegér fogására kiválóan alkalmas szelektív, a konvencionális alkalmazásoknál hatékonyabb módszer a talajcsapdázás, mint ahogyan azt már más szakirodalomban is leírták (STANKO et al. 1999). Alkalmazása a fajgazdagságnak és az abundanciának még pontosabb becslését teszi lehetővé.

A szöcskeegéren túl vizsgáltam a csapadék szerepét az egyéb fajok gyakoriság ingadozásában is. Az aktuális év csapadék mennyisége és a fajok gyakorisága között pozitív korrelációt egyedül bizonyos kételtűek (a dunai tarajosgöte és a vöröshasú unka) esetében találtam. E fajok a csapadékmennyiség növekedésének hatására gyorsan tudják növelni állományukat, miközben a csapadékkedvelő emlősöknek több idő szükséges az elszaporodáshoz. A mezei pocok esetében denzitás csökkenést okozó mortalitás növekedést tapasztaltam csapadék hatására.

A közösségi indikátor modellbe, amellyel a szöcskeegér gyakoriságát indikáló fajokat keresem, a fajok közül a stepwise többváltozós lineáris regresszió a barna ásóbékát, valamint az erdei cickányt válogatta be a modellbe. Az ásóbéka esetében a havi fogási adatok is szignifikánsan korrelálnak a szöcskeegér gyakoriságával. Gyakoriságuk szignifikáns összefüggést mutat az előző év csapadék mennyiségével. Mindkét faj a kutatási időszak kezdetén, 2006-ban volt a leggyakoribb. Azonban a 2010-es nagy mennyiségű csapadék hatására egyik faj állománya sem növekedett jelentősebb mértékben. Az ásóbéka esetében az egy éves válaszütnél az lehet az oka, hogy ebihalainak egy része csak a peterakást követő év tavaszán, vagy nyarán alakulnak át békává (KUZMIN & ANDREONE 2010). A vöröshasú unkánál és a dunai tarajosgöténél az embrionális és lárvális fejlődés csupán 2–2,5 hónapot vesz igénybe, a metamorfózis június–szeptember között megtörténik (KUZMIN 2010a, b), így a kedvező csapadékos időjárás hatására gyorsan eltudnak szaporodni.

A szöcskegér élőhelyén előforduló teresztzis, kistestű gerinces közösség vizsgált tagjai két fő csoportba sorolhatók a csapadék denzitásukra, vagy gyakoriságukra kifejtett hatása alapján: (1) nedvességkedvelők, mint a kételtűek, az erdei cickány, a pírók erdeieger és a szöcskegér ezen belül is (1.a) azok a fajok, amelyek az csapadékos évben hatására gyorsan elszaporodnak, mint a dunai tarajosgöte, a barna ásóbéka és a vöröshasú unka, (1.b) csoportba azok sorolhatók, amelyek egy csapadékos szezon után lassabban tudják csak megerősíteni állományukat. Az ásóbéka ebbe a csoportba sorolása az idővel változhat, amennyiben csak egyszeri jelenség volt a 2010-es esőzések elmaradó jelentős állományerősödése. A másik csoport (2) szárazsággkedvelő: (2.a) mérsékelt szárazsággkedvelők, mint a törpe cickány, a mezei cickány és a kislábú erdeieger, és szinte külön csoportot alkot az szélsőségesen szárazsággkedvelő mezei pocok (5.6. ábra).



5.6. ábra. Az egyes fajok populáció denzitás változás és a csapadék vizsgált változói közötti összefüggési adatokból számított klaszteranalízis.

Mint ahogy arról már korábban is szó volt, a cickányokra jellemző tulajdonság, hogy napi aktivitásukra jelentős hatással van az aktuális időjárás. Ennek ellenére az erdei cickány és a törpe cickány külön (al)csoportokba kerültek, mert hosszútávon eltérő irányba befolyásolja populációdinamikájukat a csapadék mennyisége. E különbség oka feltételezhetőleg az lehet, hogy az erdei cickány – ellentétben a törpével – jól mászik a növényzeten (saját, publikálatlan adat), és egy hirtelen érkező felhőszakadás után – amely akár az élőhely elöntésével is járhat – a növényzeten el tud menekülni magasabban fekvő, szárazabb területre.

Ritka faj populációi gyakran speciális természetvédelmi kezelést igényelnek, de jellemzően többnyire nehéz a kimutatásuk, a kezelés hatásának monitorozása emiatt pontatlan lehet. Nagyobb gyakoriságú, könnyen kimutatható indikátor fajokkal alkotott prediktív modellek segítséget nyújthatnak a ritka faj élőhelyeinek azonosításra, vagy populációs trendek jelzésére, esetleg természetvédelmi kezelések eredményességének monitorozására. Az egyéb kisgerinces fajokkal végzett vizsgálatokból az a következtetés vonható le, hogy a barna ásbéka és az erdei cickány jó indikátora lehet a szöcskeegér időjárásfüggő populációdinamikájának. A barna ásbéka és az erdei cickány mennyiségének növekedése jelezheti a szöcskeegér állományának megerősödését is. E fajok azonban gyakoriak és nagy elterjedési területtel rendelkeznek, jelenlétéből nem következik a szöcskeegér előfordulása is.

### 5.3. Konzervációbiológia

A korlátozott elterjedésű, izolált populációk jövője bizonytalan. Véletlenszerű események a populációs ráták szélsőséges ingadozását okozhatják, egyenlőtlen ivararányhoz, vagy beltenyészethez vezethetnek, amelyek a populációt a kihalás felé sodorják (GILPIN & SOULÉ 1986).

Ideális esetben a természetvédelmi kezelési tervek a populáció bizonyos paramétereinek, mint születési, mortalitási, diszperziós ráta, stb., valamint a környezeti változók e rátákra gyakorolt hatásának pontos ismeretén alapulnak. Az ideális esetek a legritkébbak. Az első szöcskeegér fajmegőrzési terv (CSERKÉSZ 2004) összeállításakor még nem került elő élő példánya a szöcskeegérnek, így csak indirekt adatokra és több évtizedes, vagy akár évszázados publikációkra alapozhatt. Ennek köszönhetően már megírásakor előrevetíthető volt, hogy a gyakorlatban nem lesz hasznosítható. Legfőbb értéke azonban, hogy kijelölte az utat, amelyet végigjárva végeredményként eljuthattunk egy aktuális adatokkal alátámasztott, a gyakorlatban is használható programhoz. A második, javított verzió elkészítéséhez már fontos ökológiai, etológiai és morfológiai eredmények álltak rendelkezésre, köszönhetően a sikeres és sorozatos élvefogásnak. Eddigi munkám legfőbb eredményének tekintem a fajmegőrzési tervet (CSERKÉSZ et al. 2010), amelyekből itt, a konzervációbiológiai eredmények értékeléseként szemelvényeket mutatok be.

Az 1896 óta napvilágot látott összes előfordulási adat elemzéséből, valamint az előfordulási terület modellezéséből az a következtetés vonható le, hogy a faj hazánkban síkvidéken általánosan elterjedt lehetett, és rejtőzködő életmódja miatt ismert viszonylag csak kevés helyről. A populáció összeomlása hirtelen következhetett be az 1960-as években, és az okok között felsorolható a mezőgazdaság gépesítése és a vegyszerek megjelenése is. Egyedül a (később) védetté nyilvánított területeken maradtak fenn populációi: a Kiskunságban, a Hortobágyon, a Borsodi-Mezőségen és a Hernád-völgyében, ahonnan a Borsodi-Mezőség kivételével az ezredfordulóra szintén eltűntek. A Kiskunság és a Hortobágy esetében a kipusztulás végső oka a területek túlhasználata lehet, elsősorban a túllelegtetés. A Hernád-völgyben megszűntek a korábbi élőhelyei, beszántották, vagy beépítették őket. A fejezet egyik legfontosabb kérdése, hogy a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzetben minek köszönhető a faj fennmaradása. A válasz lényegesen egyszerűbb, mint várnánk: a terület általános elmaradottsága, elszigeteltsége az ok, semmi egyéb környezeti, természeti, táji vagy területhasználati okot nem sikerült azonosítani, semmi egyéb nem teszi egyedivé a területet. 20 évvel ezelőtt még előfordult, hogy faekével szántottak a Borsodi-Mezőség szívében található Nagyecserén, amely falu ma már lakatlan. Ha csapadékosra fordul az időjárás, akkor a belső pusztai területek

megközelíthetetlené válnak. A terület és a szöcskeegér sorsát egy döntés határozta meg hosszú időre, amely szerint nem vezethet műút Nagyecserre. Amennyiben megépült volna a szilárdburkolatú út, Nagyecser nem néptelenedik el, a szöcskeegér ma ismert falu közeli élőhelyeit nagy valószínűséggel már beszántották volna, tekintve, hogy egy részük továbbra is szántóként van nyilvántartva!

Egyik legnagyobb feladat a helyi lakosság mezőgazdasági termelésének összeegyeztetése a természetvédelmi, fajmegőrzési célokkal, amelynek főbb irányvonalait a 2010-es fajmegőrzési terv tartalmazza. A borsodi állományt jelenleg elsősorban az veszélyezteti, hogy a pontos elterjedés továbbra sem ismert, így előfordulhat, hogy nagy denzitású élőhelyeket szárazúzással kezelnek, vagy rendszeresen kaszálnak, illetve illegálisan rágszálóírtó szereket használnak.

Az ukrán Vörös Könyv is részletesen foglalkozik a szöcskeegérrel. A szerzők szerint a *S. subtilis* visszaszorulásának a legfőbb okai a pusztai élőhelyek megsemmisítése szántás és túllegeltetés miatt, a kaszálók tavaszi és nyári égetése, valamint a populációk fragmentációja (ZAGORODNIUK & SELJUNINA 2009).

### 5.3.1. Szemelvények a második csíkos szöcskeegér fajmegőrzési tervből

A következőkben a szerzőtársakkal – Török Hunor Attila, Farkas János, Bodnár Mihály és Seres Nándor – együtt 2010-re összeállított program főbb elemeit, fejezeteit foglalom össze. Az értekezés korábbi fejezeteiben már leírt tényanyagok itt nem kerülnek megismétlésre.

A csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) Magyarország egyik legveszélyeztetettebb emlőállata. Helyzete vészesen hasonlít a rákosi viperához (*Vipera ursinii rakosiensis*), amellyel együtt az ország két legveszélyeztetettebb gerinces állatfaját jelentik. A szöcskeegér veszélyeztetett helyzetét azonban még nem kezelik kellő súlyal. Nem zárható ki, hogy a *Sicista subtilis trizona* Világállományának 100%-a a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzetben (Bükki Nemzeti Park Igazgatóság) található meg. Extrém kicsi elterjedési területe miatt a kihalástól veszélyeztetett. LEVINSKY et al. (2007) azon 10 európai emlős között sorolja fel, amelyekre egy enyhébb éghajlatváltozás miatt is a kipsztlulás vár.

Az első terv elfogadása óta eltelt 5 év igen jelentős eredményeket hozott a szöcskeegér kutatásban. 2006-ban előkerült az első élő példány a Borsodi-Mezőség TK-ban (továbbiakban BMTK), ami után folyamatossá vált az élvefogás, így nagymértékben megnőtt az ismeretanyag a fajról. Már ismert a szöcskeegér élőhely preferenciája, ami meglepő módon a tűzzel, vassal irtott gyomos vegetációk felé tolódik, mint amilyen a mezei aszatos vagy az útszéli bogáncsos. Ebből következik, hogy a szöcskeegér túlélését veszélyeztető egyik legfontosabb tényező az élőhelyeként szolgáló gyomvegetáció törvény által előírt irtása.



A *S. subtilis trizona* alfaj önálló faji státuszát morfológiai módszerekkel már sikerült igazolni, azonban a genetikai vizsgálatok sorozatos késése és sikertelensége miatt önálló fajként való leírása továbbra is várat magára.

Magyarországon a faj helyzete az elmúlt 5 évben lényegében nem változott, előfordulása továbbra is csak a BMTK-ból ismert. Itt a központi területről állandó az előfordulása, pontos élőhelyei is ismertek, amelyek védelme azonban még nem kellően biztosított, mert a korlátozás ellenére is lekaszálják.

### **Veszélyeztető tényezők**

#### **Élőhely-vesztés**

Nem ismert a faj pontos elterjedése, ezért továbbra is fennáll annak a veszélye, hogy élőhelyei semmisülnek meg, alakulnak át kedvezőtlenül. A szöcskegér ismert élőhelyeinek egy része szántóként van nyilvántartva, ami probléma, mert így akár be is szánthatják. Ezek egy része több évtizede magántulajdon, nem tartozik az 1995. évi XCIII. Tv. hatálya alá.

#### **A természetvédelmi kezelés hibái**

Az élőhely-vesztés mellett napjainkban az előírt természetvédelmi kezelések egyoldalúsága is veszélyezteti a szöcskegér állományokat. A szöcskegér legnagyobb denzitásban magaskórós vegetációban fordul el a BMTK-ban. Az MTÉT mindegyik célprogramja előírja az évi minimum egy kaszálást vagy tisztító kaszálást, különböző időponti megkötésekkel, így a kötelező – tehát szabály szerinti – gyomirtó kaszálások a védett területeken is károsíthatnak szöcskegér élőhelyeket.

A nyári kaszálások, illetve a szárzúzásos élőhelykezelés nagymértékben csökkentheti a populációk egyedszámát. A Nagyecser melletti legelőn (a Kisecsér-dűlőn) 2006-ban még szarvasmarhát legeltettek, nagy részét 2007-ben szárzúzással (!) kezelték, majd 2008-ban lekaszálták. A kaszált és szárzúzással kezelt területeken a szöcskegeeret nem sikerült újra kimutatni. 2009-ben a Bükki Nemzeti Park Igazgatósága letiltotta a kaszálást az élőhely 400 hektáros részén, azonban nagy részét illegálisan így is kaszálták, köztük az egyik aszatos élőhelyet, ahonnan egy hónappal korábban több példány is elkerült.

A kaszálást többnyire nappal végzik, amikor a szöcskegeerek nem mozognak, ezért – elméletileg – jelentős pusztulást nem okoz a konkrét tevékenység. Véleményünk szerint amiatt károsodik a szöcskegér állománya a gépi kaszálás során, mert eltávolítják a fedezéket biztosító növényzetet, így a meneküléskor egyébként a növényzetre felmászó egerek könnyű prédát jelentenek a kaszálás után a területre összegyűlő ragadozók számára. Szintén veszélyeztető tényező, hogy a felzavart és menedéket nem találó egerek a levágott rendek alá bújnak be, így a

rendek felszedése szintén jelentős mortalitással jár. Az évről-évre ismétlődő kaszálás, az egyszerre, rövid idő alatt nagy területen eltávolított vegetáció a mozaikosság csökkentése mellett a szöcskeegér állomány további csökkenésével jár.

### **Vegyszerhasználat és mérgezés**

A csíkos szöcskeegér élőhelyeinek gyeptársulásain, valamint az ezeket szegélyező szántóföldekről bemosódó és a településeken használt vegyszerek, a tanyákon használt patkány- és egérintő mérgek, rövid és/vagy hosszútávon denzitás csökkenést, mutációt, állománygyengülést eredményezhetnek.

A vegyszerhasználat ott okozhat még súlyosabb problémát, ahol az ideiglenes parlagot újbóli használatbavétel előtt lekezelik rágeszálírtó szerrel.

További problémát jelenthet a legelő állatok túlzott gyógyszerkezése, pl. a feregirtók használata. Az ürülékkel a talajba jutó vegyszermaradványok a talaj élővilágát károsítják, így közvetve a szöcskeegérre is káros hatással lehetnek.

### **Égetés**

A gyeptoltok tavaszi és/vagy őszi felégetése a populációk feltételezett kis egyedszáma és egymástól való elszigeteltsége miatt egyes állományok teljes kipusztulását eredményezhetik.

### **Predáció**

Az elszaporodó vadfajok szintén veszélyeztető tényezőt jelentenek a csíkos szöcskeegér állományokra (pl. vaddisznó túrása, rókák, kóbor házi macskák és kóbor kutyák predációs hatása, stb.).

### **Természetvédelmi státusz**

A csíkos szöcskeegér Magyarországon fokozottan védett, a Vörös Könyvben (RAKONCZAY 1990) szerepel, mint közvetlenül veszélyeztetett állatfaj.

Nemzetközi szinten a Berni Egyezménynek a II. függelékében, az Élőhely Direktívának 2. és 4. függelékében került felsorolásra. Azonban nincs prioritása a fajnak az EU-ban, amely helyzetben indokolt lenne változtatni. Az IUCN 2000-es vörös listáján (HILTON-TAYLOR 2000) a veszélyeztetettség közelébe került fajok kategóriájában (near threatend) kapott helyet. Az IUCN 2009 listán a korábbi, elavult adatok alapján (AMORI 1996) ugyanezen kategóriában maradt európai szinten. Azonban az EU 25 tagországa már VU B1 ab(ii) kategóriába sorolják (veszélyeztetett, kipusztulás magas kockázata elterjedési terület zsugorodása miatt), kiemelve, hogy komoly aggodalommal tekintenek a faj EU-n belüli helyzetére az elterjedési terület drasztikus csökkenés miatt, amelyet 2000 km<sup>2</sup>-nél kevesebbnek becsülnek (KRYŠTUFEK et al. 2006).

Az Agrár-Környezetgazdálkodási Program Magas Természeti Értékű Területként (MTÉT) tartja nyilván a Borsodi-Mezőség 28.000 hektáros részét, és "A" zónaként, azaz a kiemelt területek közé sorolta a természetvédelmi támogatások fontossága alapján. Megfogalmazásra kerültek a választható gazdálkodási formák és azok előírásai, valamint a kifizetési összegek, amelyek egyike sincs összhangban a csíkos szöcskeegérnek megfelelő élőhely kezeléssel.

### **A közelmúltban történt természetvédelmi intézkedések**

2006-ban intenzív szöcskeegér kutatási program indult, amely tisztázta a faj élőhely-igényét, meghatározta az elterjedésének központi területét, valamint kidolgozta és megkezdte monitoringját.

Elkészült és kihirdetés alatt van a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzet természetvédelmi kezelési terve, mely – a kutatók javaslatait beépítve – kiemelten foglalkozik a csíkos szöcskeegérnek legmegfelelőbb élőhely-kezelés kialakításával.

Már 2009-ben is a természetvédelmi hatóság – a BMTK szakembereinek szakvéleménye alapján – a kaszálási és legeltetési engedélyeket a faj igényeihez igazított előírásokkal adta ki, megtiltva a kaszálást és a gyomirtó szárzúzást a csíkos szöcskeegér ismert 400 ha kiterjedésű élőhelyén.

A megtalált élőhelyek fokozottan védetté nyilvánítását jelenleg a BMTK tájvédelmi körzet státusza nehezíti.

Egyéb intézkedés az első fajmegőrzési terv 2004-es elkészülte, valamint a faj első élő egyedeinek előkerülése óta nem történt. Az élőhely közvetlen közelében továbbra is szántóföldi mezőgazdasági tevékenység folyik.

### **Cselekvési program**

A szöcskeegér élőhelyeket érintő területkezelési tervekben a szöcskeegér fajmegőrzési terv előírásait prioritásként kell kezelni. A jelenlegi ismeretek szerint a szöcskeegér csak a Borsodi-Mezőségen fordul elő, illetve a Borsodi-Mezőségnek a szöcskeegér az egyetlen faja, amely csak itt fordul elő, így a szöcskeegér a terület egyik legnagyobb természetvédelmi értéke.

A program célja, hogy feltérképezze a csíkos szöcskeegér hazai elterjedési viszonyait, az azokat közvetlenül befolyásoló környezeti tényezőket. Hosszútávon biztosítsa a csíkos szöcskeegér populációk fennmaradását, valamint fenntartsa és helyreállítsa a jelenlegi és a korábbi élőhelyeit. A csíkos szöcskeegér csak a teljes gyepi életközösség fenntartásával őrizhető meg. A gyepeket, és így a gyepi életközösségeket az emberi tevékenység alakította ki, és a fenntartásukhoz is elengedhetetlen a kaszálás vagy legeltetés. A nagyecséri élőhelyet az 1780-as

években is mezőgazdasági célra használta a lakosság, legalábbis az első katonai felmérés (ARCANUM 2004) térképei erre utalnak (5.7. ábra). A kezelés mértékének és pontos arányainak meghatározás a program egyik legfontosabb célja.



5.7. ábra. A nagyecseri élőhely az 1780-as években az első katonai felmérés térképe szerint.

### A faj- és élőhely megőrzés javasolt módjai

Az 1989-ben létrehozott, 17932 ha területű borsodi-mezőség tájvédelmi körzeti nagyecseri magterületen és annak szegélyén élő populációk élőhelyeit pontosan fel kell térképezni, és azok megóvása, illetve összekötése elsőrendű feladat. Ezen a területen kell elkezdeni a faj hosszú-távú védelmi tervének megvalósítását.

A Borsodi-Mezőség védett területein már rövidtávon csökkenteni kell a kukorica és napraforgó termesztésre használt területek arányát, és a hagyományos, mozaikos szerkezetű gyepgazdálkodást kell előnyben részesíteni. A mérsékelt intenzitású legeltetés feltétele a szőcskeegér fennmaradásának. A természeti értékekben gazdag központi területek, a „pusztai tömb” esetében fenn kell tartani a hagyományos kezelési módot, mert csak így lehetséges a faj megőrzése.

A területet érintő vizes élőhely rehabilitációk nem járnak a szőcskeegér élőhelyek elárasztásával, mivel az ősi folyómeder maradványokban kialakult vizes élőhelyek újjáélesztése a cél. A vizes élőhely – füves puszták – extenzíven művelt szántók mozaikja a célállapot.

A korábbi és feltételezett élőhelyei is nagy kiterjedésű nemzeti parkok (Hortobágyi Nemzeti Park, Kiskunsági Nemzeti Park). E három – bár egér léptékkal nézve egymással kapcsolatban nem lévő – terület összességében megfelelő kiterjedésű lenne a faj hosszú távú fenntartásához. Az itt található állományok pontos lokalitásának feltárása képezi az alapját az élőhelyvédelmi tevékenységeknek.

Fontos feladat a fajjal foglalkozó szakemberek számára, hogy az MTÉT következő 5 éves ciklusának kezdetéig (2014–2019) kidolgozásra és beépítésre kerüljön egy csíkos szöcskeegér csomag, vagy egy, a faj igényeit is figyelembe vevő csomag.

A megtalált élőhelyek kezelését a 2006-ban még alkalmazott módszerrel, tehát szarvasmarhák legeltetésével, annak is elsősorban pásztoroló módjával kell végezni, kaszálás alól egyelőre ki kell vonni a területet. A kaszálás alapvetően drasztikus beavatkozás, melynek számos károsító hatása lehet: állatfajok egyedeinek (lárva, adult) pusztulása, talajmenti fészkek megsemmisítése, talajszerkezet és mikrodomborzat (pl.: hangyabolyok) megváltoztatása, homogenizálás (SIPOS 2007).

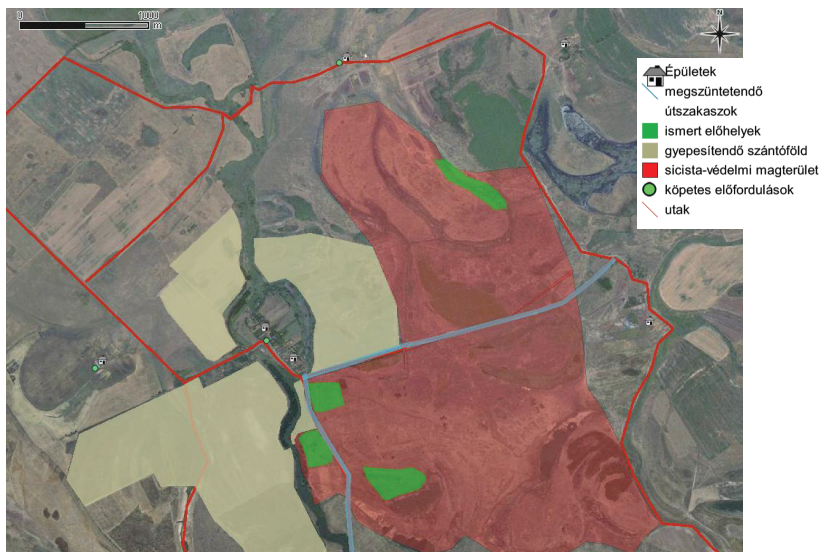
A legeltetési normákat a BNPI és az AKG előírások határozzák meg, amelyek korlátozásokat (faj, fajta, időszak, stb.) is bevezetnek. A jelenlegi javaslat 0,5–1 szarvasmarha/ha, szakaszos legeltetéssel, az adott év csapadékmennyiségének és fűhozamának figyelembe vételével. Juhokkal végzett rendszeres legeltetést szintén nem megfelelő, mert az előnytelenül alakítaná a növényzet struktúráját.

Jelenleg a területen nincsen akkora marhaállomány, ami túllegeltetést okozna. Az alullegeltetés esetén jelentkező gyomosodás a szöcskeegér esetében kedvező, mert eredményeink szerint legnagyobb sűrűségben magaskórós gyomtársulásokban fordul elő. Fontos lenne elérni, hogy az állatokat ne hajtsák be legelni a nagyobb kiterjedésű magaskórós növényzeti foltokba (aszatosba, bogáncsosba). A szöcskeegér élőhelyén az elgyomosodott területeken mechanikai gyomirtás nem alkalmazható.

Törekedni kell a szukcesszió és degradáció, valamint az idegenhonos, agresszíven terjeszkedő növényfajok elleni védekezésre is. A szöcskeegér téli álomra való elhúzódása után, október 30-tól elvégezhető az általános tisztítókaszálás.

Az ismert élőhely foltokra a kaszálási és szárzúzási tilalom fenntartása szükséges. A potenciális élőfordulási helyek (4.28. ábra) kaszálása nem végezhető totális kaszálással (az egész terület egyidejű lekaszálásával), hanem legalább 25%-ot kaszálatlanul kell hagyni. A saktábla módszer helyett a sávos kaszálás preferált, mivel a mai gépparkhoz és kaszálási technikákhoz ez illeszthető jobban.

Az egymástól elválasztódott, lefűződött állományok élőhelyei között ökológiai folyosókat kell kialakítani.



5.8. ábra. A cselekvési program helyszíne a BMTK központi területén: szántó–gyep konverzió, út megszüntetését és a fokozott védelmet igénylő Magterület.

### Rövidtávú feladatok

Ahhoz, hogy a faj védelmét biztosítani tudjuk, az egyik legfontosabb feladat megtalálni az eddig nem ismert állományokat a Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzeten belül, és pontosítani elterjedésüket és nagyságukat.

A csíkos szöcskegér ismert és potenciális élőhelyét (5.7. ábra), a Nagyecsr-legelőt (Kisecsr-dűlő) és a Borsodi-Mezőség pusztai tömbjét (A zóna) fokozottan védetté kell nyilvánítani.

A faj megtalált élőhelyeinek kezelését a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságnak kell elvégeznie. Az eddigi gyakorlat az volt, hogy a BNPI kiadta a területeit bérbe, így nehezebben tudta szabályozni az ott zajló folyamatokat, mintha ő maga kezelte volna az adott területet. Ez nem kedvezett a csíkos szöcskegér populációjának. A jövőben szerencsés lenne, ha a Nemzeti Park végezné a csíkos szöcskegér élőhelyeinek kezelését, a faj igényeinek figyelembe vételével, így nem a gazdasági szabályozók döntenék el a szöcskegér sorsát.

Meg kell tudni akadályozni, hogy az ismert szöcskegér élőhelyeket az engedélytől eltérő módon kaszálják. Ezeket a területeket le kell zárni sorompóval és térfigyelő IP-kamrákat kell

kihelyezni az illegális tevékenységek (pl. kaszálások) kivédése érdekében. Amennyiben mégis illegálisan kaszálnak, mintaszzerű büntetést kell kiszabni, vagy a támogatásokat megvonni.

A Borsodi-Mezőség Tájvédelmi Körzetben újabb gyepek feltérésére és újabb feltáró út kialakítására nem kerülhet sor. A csak vadászatra használt, illetve párhuzamos, tehát helyettesíthető földutak hosszát jelentősen csökkenteni kell (5.7. ábra). A gyepeken való gépjármű (pl. traktor, terepjáró, quad, motor) közlekedést tiltani kell. A csíkos szöcskeegér potenciális és ismert élőhelyein a növényvédő- és rágcsálóirtószerek használatát meg kell tiltani. A szántóföldi műveléses tűzokvédelmi gazdálkodás vegyszeres növényvédelmét csökkentett mennyiségű gyomirtó és gombaölő szerekkel kell megvalósítani.

A vaddisznó, róka, kóbor kutya és kóbor macskák számát a csíkos szöcskeegér élőhelyein a legminimálisabb szinten kell tartani.

### **Középtávú feladatok**

A Nemzeti Parki Igazgatóság vagyonkezelésében lévő bérbe adott területeken a szerződések felülvizsgálata szükséges. A területek a továbbiakban csak úgy adhatóak bérbe, ha a szerződésben a termelési mód is meghatározott, amely tűzokvédelmi növénytermesztés, de elsősorban extenzív, legeltető állattartás lehet. Támogatni kell a külterjes állattartás (szarvasmarha, ló) megtartását, bővítését. Meg kell határozni a legeltetés módját, amelynek törekednie kell a táj és a vegetáció mozaikosságának fenntartására és kialakítására. A túllegeltetés kerülendő, foltokban magas füves növényzetet kell hagyni.

A magterületen kívül is a Magas Természeti Értékű Területek (MTÉT) rendszerben történő gazdálkodást kell megvalósítani. További cél, a MTÉT rendszerébe illesztett csíkos szöcskeegér – vagy a faj igényeit is figyelembe vevő – csomag kifizetési rendszer költségeinek, szabályozóinak meghatározása, a gazdálkodóknak a kifizetések megkezdése.

Az egymástól elválasztódott, lefűződött állományok élőhelyei közötti folyosókat kell kialakítani, és az állományokat direkt módszerekkel nyomon kell követni.

Keresni kell a lehetőségét egy szöcskeegérrel foglakozó LIFE pályázat összeállítására, amely egyben akár a lengyel és román populációk védelmét is magába foglalhatná. A pályázást megkönnyítené, ha a *S. subtilis* taxonnak prioritása lenne az EU-ban az Élőhely Direktíva szerint, tehát el kell érni, hogy a szöcskeegér is a prioritással rendelkező fajok listáján szerepeljen.

A terráriumai tartás és a terepi kutatások eredményeit felhasználva, ki kell dolgozni a szöcskeegér zárthelyű szaporításának és visszatelepítésének módszereit, feltétel rendszereit. A szöcskeegér tartás és szaporítás megfelelő helyszíne lenne a tervezett tiszabóltnai kutató- és

bemutatóközpont. A zárthelyi és vadonélő borsodi állományból megkezdődhet a visszatelepítés, a Kiskunságra és a Hortobágyra (amennyiben bebizonyosodik, hogy ezekről a területekről eltűnt a szöcskeegér).

### **Hosszú távú feladatok**

A BMTK belső területein a gyepek közé ékelődő szántókon művelési módot kell változtatni, a búza-, napraforgó- és kukoricatáblák helyén természetes gyepek visszaalakítása szükséges.

### **Monitorozás és kutatás**

Az intenzív kutatások megvalósításához szükséges lehet több, a szöcskeegér kutatásban és védelemben valóban érdekelt intézmény és kutatócsoport összefogása, és a kutatások kiszélesítése.

A kutatásokat intenzívebbé kell tenni a BMTK területén, és kiemelt hangsúlyt kell fektetni a nagyecséri magterületeken kívül található állományok feltérképezésére. 2006–2009 között a kutatások a populációdinamikára fókuszáltak. A továbbiakban ez háttérbe szorítható, és a prioritást a Kiscsér-dűlőn kívüli, valamint a BMTK-n kívüli, pl. hortobágyi szöcskeegér állományok felkutatásának kell adni. A faj rejtett és különleges életmódja miatt a terepi kutatások igen munkaidő- és költségigényesek. A szükséges ismeretanyag összegyűjtéséhez még sok év intenzív kutatása szükséges.

Érdemes lenne egy mintaterület kijelölni, és a kezelések hatását kísérleti körülmények között folyamatosan vizsgálni, monitorozni.

A borsodi populáció indirekt módszerre épülő monitorozását (bagolyköpet vizsgálatok) legalább 3 központi lelőhelyen, szezonális/évszakonkénti rendszerességű mintavétellel folytatni kell. Fel kell deríteni a populációk szerkezetét, fel kell térképezni ezek térbeli struktúráit. A nagyecséri élőhelyeken a monitorozás elevenfogó csapdázással történik.

A vegetációszerkezeti változások folyamatos nyomon követése, a magaskórós vegetáció kiterjedésének a térképezése elengedhetetlen. A vegetáció változásának függvényében a monitoring hálózat elhelyezkedése módosítható, tekintve, hogy a szöcskeegér elköltözik a borítás nélkül maradó, kiszáradó növényzetű területekről.

Mivel a hazai állomány rendkívül kicsi, és nem lehet tudni, hogy a jelenlegi élőhely az optimális-e a faj számára vagy csak ide szorult vissza, mindenképpen érdemes lenne a külföldi, elsősorban ukrán stabil – igaz más (al)fajhoz tartozó – állományok élőhelyeivel való összehasonlítás részben az irodalmi adatok alapján, részben a terepen végzett vizsgálatokkal.



További kérdés, hogy e kiszáradó gyomos élőhelyről hová költöznek a szöcskeegerek, valamint mennyire használják a mezőgazdasági területeket, pl. a lucernást? Kísérletet kell tenni ezen állományvándorlások útvonalainak azonosítására.

Az ujjperc-eltávolításos jelölés alkalmazása a szöcskeegér kutatás során is tilos. Az ujjperc tetoválása és a mikrochipes (PIT tag) jelölés alkalmas módszer a szöcskeegerek egyedi jelölésére.

A további vizsgálatok során szükséges meghatározni a választott és az elkerült élőhelyelemeket (gyeptípus, bokrosodás, facsoportok, borítottság, vaddisznótúrások, stb.), a területkezelési terveket ennek megfelelően kell átdolgozni. A mikrohabitat preferencia vizsgálatokhoz telemetria módszerek is alkalmazhatóak. Sikeres szöcskeegér telemetriát ez ideig csak Dániában végeztek: 0,35 g tömegű hátra ragasztott „Biotrack” adókkal 9 napig tudták követni a jelölt egereket (MØLLER et al. 2009). Szöcskeegér telemetriánál elsődleges szempont, hogy a transzmitter a hordozó egeret ne zavarja a fűben való bujkálásban, vagy egyéb mozgásában.

A Borsodi-Mezőség központi, nagyecséri részén vizsgálni kell a legeltető állattartással rendelkező és a felhagyott, erősen szukcesszálódó gyeptársulások csíkos szöcskeegér állományainak nagyságát, élőhely választási sajátosságait. A megőrzési program során megvalósított tevékenységeknek a szöcskeegér populációra gyakorolt hatását folyamatosan monitorozni kell.

### **Elterjedés feltérképezése**

Kísérletet kell tenni a csíkos szöcskeegér kiskunsági, valamint hortobágyi előfordulásának bizonyítására. Ehhez bagolyköpetek intenzív gyűjtése és elemzése szükséges a gyepterületek környékén található épületpadlásokról, valamint a területen költő erdei fülesbaglyok fészkei alól.

1970-ben SCHMIDT EGON még Baja mellett is talált szöcskeegeret bagolyköpetben (SCHMIDT 1971), így itt a Kiskunság délebbi, nem védett területen is érdemes köpetgyűjtéssel próbálkozni.

A csíkos szöcskeegér előfordulása foltszerű a borsodi élőhelyen. Rövidtávon szükséges a nagy denzitású szöcskeegér élőhely foltok azonosítása, valamint már középtávon érdemes vizsgálni az ezeket összekötő potenciális ökológiai folyosók típusait, azok területi megvalósítási lehetőségeit.

## **Etológiai, élettani vizsgálatok**

A szöcskegér életmódja, viselkedése terráriumi körülmények között vizsgálható a legegyszerűbben. Szaporodásáról kevés információval rendelkezünk. Sikeres terráriumi szaporításáról szerzett tapasztalatok megalapoznák egy később (főleg?) zárt helyen tartott szaporító állomány kialakítását, valamint egy vissztelepítési programot.

El kell kezdeni a zárt helyen történő szöcskegér szaporítás, valamint a repatriálás részletes protokolljának kidolgozását.

Laboratóriumi tartás esetén lehetőség lenne az állatok mozgásmintázatának elemzésére (motiméteres vizsgálat), amellyel többek között a faj stressz érzékenységről nyernénk információkat. Az eredmények felhasználhatóak lennének, mind az optimális tartási körülmények megállapításához, mind az élőhelyi kezelésekhez. Fontos megismerni a „nyári álmok” élettani okát.

A szöcskegér előfordulását nagyban befolyásolja, hogy rendelkezésére áll-e elegendő táplálék. Mobil laboratóriumi eszközökkel a terepen meg kellene vizsgálni az állatok anyagcsere intenzitását, energiaszükségletét. Ezek a vizsgálatok az állatoknak semmilyen károsodást, zavarást nem okoznak.

## **Genetikai vizsgálatok**

Genetikai vizsgálatokkal három kérdéscsoportot kell tisztázni: (1) taxonómia: a kárpát-medencei *S. subtilis trizona* populáció kromoszómaszámát és a kromoszómák szerkezetét, és ennek hasonlóságát, illetve különbözőségét a többi európai populációtól; (2) DNS-szekvenciák vizsgálata: a *trizona* populáció genetikai távolsága a szomszédos román, lengyel és ukrán populációktól; (3) populációgenetikai szintű vizsgálatokkal az egyes szubpopulációk, valamint egyedek közötti különbségek feltárását, a szöcskegér megmaradt populációjának a finom-skálás populációstruktúrájának, génáramlásának, genetikai diverzitásának (heterozigócia, alléldiverzitás) vizsgálatát mikroszatellit DNS lokuszok elemzésének segítségével.

További fontos feladat védelme érdekében az alapadatok gyűjtése a kihalástól veszélyeztetett csíkos szöcskegér utolsó populációjának részletes genetikai struktúrájáról. Ez a még jelentős populáció lehet az alapja egy természetes vissztelepítési folyamatnak, valamint egy jövőbeli repatriálásnak is. Azonosítandók a diszkrét populációk, valamint az izoláció és migráció relatív hatása, a jelenlegi és historikus effektív populáció méret és a populáció demográfiai története (természetesen alacsony a genetikai diverzitás, vagy csökken a mértéke?). Az egyik fontos kérdés, hogy a jelentős gyakorisági fluktuációk (egyes években a detektálhatósági szint alá süllyed a faj gyakorisága a Borsodi-Mezőségen, miközben más

években már-már gyakorinak számít) miatt bekövetkezik-e a palacknyak-effektus? Egy másik megválaszolandó kérdése a programnak, hogyan kezeljük a populációt, hogy növekedjen a genetikai variabilitás? Molekuláris analízis (DNS vizsgálat) segítségével meg kell határozni a csíkos szöcskegér magyarországi állományainak rendszertani helyét. Szintén tisztázni kell az egyes populációk pl. a még talán létező vajdasági (PETROV 1992), erdélyi és a borsodi állományok közötti genetikai távolságot.

Az emlősök többségének genomja tartalmaz herpesz vírus géneket. A herpesz vírus a beépülést követően az evolúció során változáson ment keresztül, így a vírus fajra jellemző. Két faj–alfaj vírusának összehasonlításával, a különbség mértékéből következtetni lehet a két taxon eltérésének mértékére, illetve a két emlősfaj szétválásának idejére. A külföldi mintákkal történő összehasonlítás jelzi a hazai populációk eltérésének mértékét. Az e célra vett minták további vírusfertőzöttség (Encephalitis, Adenovírus) kimutatására is alkalmasak. A magas fertőzöttség a kis populációkra jellemző kockázati tényezőt jelenthet.

### **Környezeti nevelés, kommunikációs stratégiák**

A BMTK bejárataihoz ismeretterjesztő táblák kihelyezése nagyban segítené a természetvédelmi célok megértését a látogatókkal és helybéliekkel. Mezőnagymihály, Tiszababolna, Mezőcsát, Gelej falu-, illetve városközpontjaiba is kihelyezhetők táblák.

A szöcskegér kutatásról és magáról a fajról 2009/2010-ben filmek készülnek (Mosonyi Szabolcs: Endemica Pannonica; várható megjelenés 2011-ben). Hasonló produkciók készítése és minél szélesebb közönség előtti bemutatása a későbbiekben is fontos természetvédelmi célokat szolgál. A szöcskegérrel és kutatásával 2006 óta külön honlap foglalkozik ([www. sicista.hu](http://www.sicista.hu)).

A BMTK déli régiójában a TK tervei között szerepel egy kutatószállás kialakítása, amellyel egyidejűleg és lehetőleg egy helyen ki kell alakítani egy csíkos szöcskegér bemutató és oktató központot is. Itt lehetőség nyílna egyrészt környezeti nevelési programok lebonyolítására, másrészt a Borsodi-Mezőségekben gazdálkodók számára továbbképzési lehetőséget is nyújtana a természetbarát gazdálkodási módok elsajátítására. Nem utolsó sorban hazai, illetve nemzetközi fórumok és műhelyek munkájához is teret nyújthatna.

A szöcskegér, mint a Borsodi-Mezőség emblematisztikus állata megjeleníthető ajándéktárgyakon, plüss játék formájában, matricákon.

### **A fajmegőrzési terv felülvizsgálata**

A Terv felülvizsgálatát 4 évente szükséges elvégezni, áttekinteni az újabb kutatási eredményeket és az élőhely kezelések, egyéb beavatkozások, tevékenységek hatásosságát.

## **Csíkos szöcskegér természetvédelmi célú tartási és szaporítási protokoll**

### **Célok**

A *S. subtilis trizona* taxonnak egyetlen ismert populációja létezik, emiatt kipusztulástól veszélyeztetett. A borsodi populációt érő sztochasztikus negatív hatások (tűz, fertőzés, stb.) az alfaj kipusztulásához vezethetnek. Az alfaj megőrzése érdekében, a fajmegőrzési stratégia részeként szükséges lehet egy zárt/félig zárt helyű tenyészállomány kialakítása, valamint a szöcskegér visszatelepítése korábbi, BMTK-n kívüli élőhelyeire, tekintve hogy nincs lehetőség természetes előfordulási terület növekedésének, vagy a korábbi élőhelyekre (Hortobágy, Kiskunság) történő újbóli visszatelepedésnek. A cél egy BMTK-n kívüli életképes szöcskegér populáció kialakítása.

E protokoll felhasználja a rákosi viperára készült tenyésztési protokollt (DANKOVICS et al. 2004).

### **Feltételrendszer**

A feltételezett hortobágyi szöcskegér populáció megkeresése. Egy életképes hortobágyi és borsodi populáció egyidejű megléte esetén a szaporítási és visszatelepítési program értelmét veszti, illetve prioritása hátrább kerül. Ebben az esetben kísérletképpen a Kiskunságba történő visszatelepítés kerülhet előtérbe. (2007–2009 között a Kiskunságban végzett intenzív kisemlős felmérés során a szöcskegér nem került elő, megerősítve a feltételezést, hogy onnan a faj kipusztult.)

A BMTK-ban élő populáció monitorozása. Fogva tartásra és szaporításra csak egy stabil borsodi populációból vehetők ki egyedek.

Populációgenetikai vizsgálatok, heterozigócia mérése a vadon élő állományok és az *ex situ* állományokban.

Szakmai Tanács alakítása, amelyben képviseltetik magukat a területileg illetékes Nemzeti Park Igazgatóságok, a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, valamint a kutatásokat valóban végző intézményeknek a témában érintett képviselői.

### **Csíkos szöcskegér tartás körülményei**

Egy élőhelyről maximum 2 egyed (1 hím, 1 nőstény) kerülhet begyűjtésre. A befogás minden esetben a Programvezető vagy a Tudományos Koordinátor, illetve az illetékes Nemzeti Parki Koordinátor jelenlétében történhet. A befogás helyszínéről élőhely-fotó készül, illetve a hely GPS-koordinátái rögzítésre kerülnek.

A befogott állatok átmeneti időre karanténba kerülnek. Csak miután megbizonyosodtunk róla, hogy az illető egyed egészséges és elfogadja a felkínált táplálékot, kerülhet be a

terráriumba. A karantén időszaka alatt állatorvosi vizsgálatra és genetikai mintavételre is sor kerül.

Egy térben tartott egyedeket az összeengedést követő egy hétben az aktív időszakban folyamatos megfigyelés alatt kell tartani, valamint az állatokat naponta megvizsgálni, harapásnyomokat keresni. Az agresszív egyedeket ki kell venni a programból és szabadon engedni a befogása helyén.

Az állatokat a természetes időjárási körülmények között szükséges tartani. Nyáron faforgáccsal tölthető fel a terrárium 8–10 cm magasságig, melyet a teleléshez vastag földrétegre kell cserélni, és a terrárium alját alulról szigetelni kell. A terráriumot a természetes élőhelyről származó száraz növényzettel, valamint ágakkal, kövekkel kell berendezni. A szöcskeegerek rendszeresen isznak, az elfogyasztott víz mennyisége önműködő itatóval folyamatosan mérhető. A terrárium klímáját a lehető legtermészetesebb oszcillációra kell beállítani, mesterséges szabályzás nem használható. A terrárium hőmérsékletének, légnyomásának és páratartalmának változását folyamatosan követni és rögzíteni kell. A sötétség–világosság aránya a természetes ciklust kövesse. Az események mozgásérzékelős automata infrakamerákkal követendők, illetve rögzítendők.

A fogságban lévő egyedeknek minél természetesebb táplálékot és vadászati lehetőséget kell biztosítani.

Az egyes egyedekről Törzslapot kell kitölteni, melyen az egyeddel kapcsolatos fontosabb információkat kell rögzíteni. Egyedi azonosítás céljából minden egyedet fotózni és tetoválni kell, vagy mikro chippel (PIT tag) megjelölni. Az egyes egyedek testhossza, farok hossza és testsúlya minden vizsgálatkor rögzítésre kerül.

Az állatok táplálása és az ezzel kapcsolatos megfigyelések rögzítése a Telepvezető feladata. A egerek táplálékát vásárlás, illetve tenyésztés/termesztés révén tudjuk biztosítani. Ezek a kereskedelembe beszerezhető eltérő méretű egyenesszárnnyúak (banántücsök, házi tücsök), zöltségek, gyümölcsök, magvak (pl. zöldborsó, alma, tökmag, napraforgó mag). Az egerek túletetését el kell kerülni! Egy térben tartott több állat esetén bőséges táplálékot kell biztosítani, elkerülendő a táplálékhányat miatti összetűzéseket. Kiegészítő jelleggel fűhalózással kell biztosítani minél nagyobb hányadú természetes táplálékállatot a nyári–koraőszi időszakban. Meg kell próbálni néhány természetes táplálékállat tenyésztését.

A Központ működésével kapcsolatos minden eseményt Naplóba kell bejegyezni.

A vizsgálatok módszertani hátterét a Szakmai Tanács évente felülvizsgálja, szükség esetén módosítja.

A teljes működésről minden év december 31-ig kell elkészíteni az éves jelentést az illetékes természetvédelmi hatóság és Szakmai Tanács felé.

### **Teletetés**

Biztosítani kell, hogy a terráriumban tartott egerek a természetes életmódjukat élhessék, így elvonulhassanak téli álmra is.

Dániában sikeresen hibernációra, téli álmra készítették fogságban tartott szöcskeegereket. Az egereket földdel félig feltöltött, kívülről a fagy ellen szalmával szigetelt faládákban a szabadba, esővédett helyre helyezték (J.D. MØLLER személyes közlése).

### **Szaporulat**

Fogságban tartott példányok generáció számának minimalizálása, az állomány frissítése szükséges vadon fogott egyedekkel.

Az ivarérett egyedek egy része bekapcsolandó a tenyésztésbe.

Amennyiben elhullás történik és a tetem fellelhető, akkor azt regisztrálás után az állatorvos által javasolt hőmérsékleten tároljuk. A tetem további sorsáról a természetvédelmi hatóság dönt.

### **Kibocsátás**

Az IUCN (1998) iránymutatásai szerint szükséges eljárni.

Miután az első kibocsátásra legkorábban a program kezdetét követő 3–4 év múlva kerülhet sor, ezért a kibocsátási stratégiát elegendő később meghatározni. A kibocsátás idejéről, módjáról, helyszínéről, stb. majd a Szakmai Tanács ajánlása alapján lehet dönteni.

A kibocsátás helyszínének a szöcskeegér által preferált élőhely típusnak kell lenni: nagy kiterjedés, háborítatlan mezei aszatos, vagy bogáncsos gyomos foltok hálózata, amelyet nem kaszálnak évente, és legelő állatokat sem hajtanak bele, valamint ez az állapot a távoli jövőben is biztosítható. A kibocsátás helyszínét egy később meghatározott időpontig kerítéssel is körbe kell venni, elsősorban a ragadozók kizárása miatt. A kerítésnek kívül kell tartania az emlős ragadozókat, a kerítésen belüli területről lehetőség szerint csapdázással el kell távolítani a nagy és kis emlős ragadozókat. A sűrű növényzet védi az egereket a baglyoktól, így a kerítéssel zárt területet nem szükséges fedni.

A „soft-release” módszert kell követni az kibocsátáskor, az állatokat étellel, vízzel és előre kialakított búvóhellyel kell segíteni.

A kibocsátott állatoknak állatorvosi és genetikai vizsgálaton kell átesniük.

Az összes kibocsátott állatot PIT tag-gel kell jelölni, valamint egy szignifikáns számú csoportot telemetria adóval kell megjelölni és folyamatosan követni.

## 6. Kitekintés

A Borsodi-Mezőségen is csak két területen ismert a faj jelenléte, összességében 5 km<sup>2</sup> területen, miközben legalább 50 km<sup>2</sup> a potenciális elterjedési területe. A meg nem talált élőhelyeken fennáll a potenciális veszélye annak, hogy a terület jelenlegi használata nem kedvező a szöcskeegér számára, így elvándorol, vagy kipusztul onnan. Emiatt egyértelmű, hogy a kutatás jövőbeli legfontosabb célja a teljes borsodi elterjedési terület feltérképezése.

Szintén fontos a 2010-es áradások hosszú távú hatásának, valamint a természetvédelmi kezelések, illetve a kaszálás, szárazzás tiltás eredményességének monitorozása.

Kutatásaim folytatásában rádiótelemetria vizsgálatokat tervezek. A korábbi sikertelen itthoni kísérletek, valamint a sikeres dán példa rámutatott többek között arra, hogy a nyakörves adórögzítés helyett a ragasztásos módszer használható szöcskeegér esetében is. Dániában telemetriás vizsgálattal sikeresen azonosították az északi szöcskeegér földfeletti, földalatti fészkeit, telelőhelyeit, preferált élőhelyeit (amely szintén a legeltetéssel csak mérsékelten érintett, kaszálás alól viszont teljesen kivont gyepterület), mozgáskörzetét (MØLLER et al. 2010), tehát hasonló kutatás megvalósítása Magyarországon várhatóan jelentősen növeli a *trizona*-ra vonatkozó ismereteket is.

Nem sikerült szöcskeegereket szaporítanunk, így továbbra sincsenek pontos ismereteink a szaporodásáról, miközben a faj megmentése érdekében a zárthelyi állomány kialakítására is szükség lehet.

És végül a genetikai vizsgálatok sem fejeződtek be 5 év alatt, a biztosított bőséges anyagi forrás, valamint a felhasználható minták rendelkezésre állása ellenére.

Tennivaló rengeteg maradt, nem tévedhetek nagyot, ha kijelentem: a kutatás még a kezdetén tart. Remélem doktori disszertációm megírása csupán „a kezdetek végét” jelenti.

## 7. Összefoglaló

Doktori kutatómunkám célja egy szinte ismeretlen és „láthatatlan” emlősfaj – a csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona* Frivaldszky, 1865) kutatása volt (1), melyet 1936 óta hazánkban nem láttak. Megelőző kutatások hiányában olyan alapvető kérdésekre kerestem a választ, mint (2) taxonómiai helyzete, (3) élőhely igénye, (4) populációdinamikája és az azt (5) befolyásoló tényezők hatása. A vizsgálat jelenlegi fázisának végső célja egy gyakorlatban is alkalmazható (6) fajmegőrzési terv összeállítása volt.

(1) 15 éves bagolyköpet gyűjtés nyomán célzott élvefogó csapdázással 2006-ban sikerült élő egyedet fognunk. 17136 csapdaéjszaka eredményeként összesen 81 egyed befogása követte ezt napjainkig, fontos ökológiai és etológiai eredményekhez vezetve.

(2) 200 borsodi-mezőségi, lengyelországi és MTM Emlősgyűjteményben lévő *Sicista* koponyáról felvett összesen 1823 kraniometriai méret statisztikai kiértékelése, és az ukrán és román összehasonlító adatok feldolgozása után elvégzett DFA alapján a morfometriai térben a *S. subtilis* és a *S. betulina* tisztán elválik, átfedés nincs. A *trizona* és a *nordmanni* alfajok között is csak elhanyagolható átfedés tapasztalható. A *nordmanni* ellipszise viszont teljes egészében tartalmazza a *S. severtzovi* pontjait. Az ukrán *nordmanni* koponyák méretei a románokét is meghaladják. A *S. subtilis* európai populációinak esetében egy nyugat-kelet irányú méret növekedési trendet figyeltem meg a legtöbb karakter esetében. Megállapítottam, hogy a lengyel populáció a *S. subtilis* taxonba sorolható, annak egy morfometriai változata, vagy új alfaja.

(3) A legtöbb szöcskegér útszéli bogáncsos (*Carduetum acanthoidis*) gyomvegetációból kerül elő, de több példányt is fogtunk rövidfűves területen (*Convolvulo–Agropyretum repentis*), valamint mezei aszatosban (*Cirsio lanceolati-arvensis*). A gyomos területeken a száraz időszakban is sűrű a növényzet, így megfelelő takarást biztosítanak. Azonban a bogáncsos és aszatos területekhez való kötődését táplálékként való fogyasztásuk is magyarázhatja. (4) A szöcskegér éves átlag gyakorisága szignifikánsan korrelál a megelőző évben hullott összes csapadék mennyiségével. A szöcskegér igen alacsony szaporodási rátája miatt kedvező körülmények esetén is hosszabb idő szükséges a populáció egyedszámának növekedéséhez, (5) így a csapadékmennyiség növekedése nem csak a szaporodási ráta növekedésén át fejtheti ki gyors hatását, hanem valami gyorsabban ható paraméter változásán át, mint például a mortalitás csökkenésén keresztül. Kimutattam, hogy az élőhely növényzeti borításának csökkenése – okozza azt kiszáradás vagy kaszálás, szárazulás – negatív hatással volt a terület szöcskegér-állományára.

(6) Kutatásaim végső konklúziójaként társszerzőimmel összeállítottam a faj megőrzésének lehetőségeit összefoglaló tervet.



## 8. Summary

The main objective was (1) to search an almost unknown and “invisible” mammal species, the Southern birch mouse (*Sicista subtilis trizona* Frivaldszky, 1865) (hereafter abbreviated as SSU), which had not been seen in Hungary since 1936. Since the research started without any premises, such initial questions, like (2) the taxonomic status and (3) habitat needs, (4) population dynamics and (5) the factors affecting them, had to be answered. The ultimate aim in the current phase of the project was compiling a (6) conservation plan adaptable in practice.

(1) Alive specimen was trapped in 2006 by well-aimed pitfall trapping based on many years of owl-pellet collection. It was followed by catching of 81 mice which established many important ecological and ethological results.

(2) On the basis of 1823 craniometric measures of 200 *Sicista* skulls from Borsodi-Mezőség (Hungary), Poland and Hung. Nat. Hist. Mus., such as comparative data from Ukraine and Romania, Discriminant Function Analysis was made. It showed the SSU and *S. betulina* clearly separated in the morphometric space, there was no overlap. Between the subspecies *trizona* and *nordmanni* there was only a negligible overlap. The ellipse of *nordmanni* was completely contained the points of *S. severtzovi*. In case of the European populations of *S. subtilis* a west-to-east trend of size increase was observed in consider most of the characters. I defined that the recently found Polish population belongs to species *S. subtilis*. Mostly it is a morphometric version or a new subspecies of *S. subtilis*.

(3) Most of the SSU's have emerged from thistle weed vegetation, *Carduetum acanthoidis* and *Cirsio lanceolati-arvensis*, but several specimens were caught in short-grass pasture, *Convolvulo-Agropyretum repentis*. The weedy areas have dense vegetation even in dry periods, thus providing sufficient hiding and covering. Feeding the small seeds of *Carduus acanthoides* and *Cirsium arvense* can be another explanation for binding to the thistly area.

(4) The annual amount of precipitation of the previous year significantly correlated with annual mean frequency of SSU. Since the very low reproduction rate of SSU – even if the circumstances are favourable, a longer time is needed to increase the population size. So (5) the increasing amount of precipitation has a fast effect not only on the reproduction rate but on a parameter changing more quickly, such as mortality. It was demonstrated that the loss of cover – caused by dehydration or mowing – had a negative impact on the population of SSU.

(6) As a final conclusion of the research I and my co-authors prepared a conservation plan of the SSU.

## 9. Köszönetnyilvánítás

Köszönet témavezetőimnek – dr. Farkas Jánosnak és dr. Gubányi Andrásnak –, akik ilyen hálás, de annál nehezebb témára irányították figyelmemet. Nehezebb témát keresve sem találhattak volna. Szintén köszönettel tartozom azoknak, akik rendszeresen részt vettek a terepmunkában. Segítségük felbecsülhetetlen volt! Ők név szerint: Cserkész-Nagy Ágnes, Czabán Dávid, Estók Péter, Farkas János, Ottlecz Barnabás, Percsich Tamás és Péter Dávid.

Munkámhoz fontos segítséget nyújtott még Bakó Botond, Bodnár Mihály, Ignacy Kitowski, Julie Dahl Møller, Práger Anna, Michail Rusin, Seres Nándor Mihály, Szitta Tamás, Török Hunor Attila.

Köszönet az MTM Emlősgyűjtemény munkatársainak, hogy lehetőséget biztosítottak a csontanyag vizsgálatához, valamint a könyvtár használatához. A modellezett előfordulási terület térképének megalkotásában dr. Pásztor László, a vegetáció felmérésekben dr. Sramkó Gábor volt segítségemre.

A disszertáció szakmai és nyelvhelyességi javításában Cserkész-Nagy Ágnes, Farkas János, Gubányi András és Ottlecz Barnabás segítettek. Végül, de nem utolsósorban köszönet családom aprajának és nagyjának, hogy elviselték az „egeremet”.

### A kutatás anyagi háttérét biztosították:

Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület



Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal  
(mai nevén Nemzeti Innovációs Hivatal)



Nemzeti Civil Alapprogram



Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium  
(mai nevén Vidékfejlesztési Minisztérium)



Bükki Nemzeti Park Igazgatóság



Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság



### A kutatási ideje alatt (2005–2010) hatályos kutatási engedélyek:

OKTVF: 14/3074-15/2005.; 14/3983-3/2006.; 14/6062-4/2006.; 14/5605-4/2008.; 14/129-4/2009  
ÉMKTVF: 1750-3/2007.

## 10. Irodalomjegyzék

- ACZÉL-FRIDRICH Zs. & HEGYELI Zs. 2009. A csíkos szöcskeegér új jelzése Erdélyből. 10. Kolozsvári Biológus Napok, 2009. április 3–4. (Előadás)
- ADAMCZEWSKA-ANDREJEWSKA, K.A. 1967. Age reference model for *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834). Ekol. Pol. Ser. A. 15(41): 1–4.
- AMORI, G. 1996. *Sicista subtilis*. In: IUCN 2003 Red List of Threatend Species. <www.iucnredlist.org>
- ANTONETS, N.V. 1997. The present status of rodent and insectivore diversity in the Dnipro-Oril Reserve. Conservation & Biodiversity in Ukraine. National Conference, Kaniv. 1997. oct. 21–24. (Előadás)
- ARCANUM 2004. Az első katonai felmérés – Magyar Királyság. DVD Rom.
- AUSLÄNDER, D. & HELLWING, S. 1957. Beiträge zur Variabilität und Biologie der Streifenmaus (*Sicista subtilis nordmanni* Keys. Et Blas. 1840). Travaux du Mus. d'Hist. Nat. Gr. Antipa 1: 255–274.
- AUSLÄNDER, I., HAMAR, M., HELLWINGS, S. & SCNAPP, B. 1959. Zur Systematik und Verreitung der Streifenmaus (*Sicista subtilis nordmanni* Keys. Et Blas., 1840). Z. Säugetierkunde 24: 68–77.
- BATZLI, G. O. 1992. Dynamics of small mammal populations: a review. In: McCullough, D.R. & Barrett, R.H. (eds): Wildlife 2001: populations. Elsevier Applied Science, New York: 831–850.
- BARANIAK, E., KUBASIK, W. & PALKA, K. 1998. Smuzka stepowa *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) Rodentia: Zapodidae – nowy gatunek ssaka w faunie Polski. Prz. Zool. 42: 241–243.
- BAUER, K. 1960. Die Säugetiere des Neusiedlersee-Gebietes (Osterreich). Bonner Zool. Beitr. 11(2–4): 141–344.
- BÁLINT Zs. & GUBÁNYI A. 2006. A magyar csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) (Mammalia: Rodentia, Dipodidae) felfedezéséről és nevezéktanáról. Állattani Közl. 91(2): 145–151.
- BEASELY, L.E. & GETZ, L.L. 1986. Comparison of Demography of Sympatric Populations of *Microtus orchogaster* and *Synaptomys cooperi*. Acta Therio. 31(28): 385–400.
- BEATLEY, J.C. 1976. Rainfall and fluctuating plant populations in relation to distributions and numbers of desert rodents in southern Nevada. Oecologia 24: 21–42.

- BOLSHAKOV, V.N., TSVETKOVA, A.A., IVANTER, E.V. & SUCHKOVA, N.G. 1977. Internal characteristics of birch mice (Mammalia, Zapodidae) fauna of the USSR. *Ekologija* 3: 47–54.
- BOONSTRA, R. 1984. Demography of *Microtus pennsylvanicus* in Southern Ontario: enumeration versus Jolly–Seber estimation compared. *Can. J. Zool.* 63: 1174–1180.
- BURY, R.B. & CORN, P.S. 1987. Evaluation of pitfall trapping in northwestern forests: trap arrays with drift fences. *J. Wildl. Manag.* 51: 112–119.
- CERVA F.A. 1929. Beobachtungen an der Streifenmaus (*Sicista loriger trizona* Pet.). Sonderdruck aus *Der Zool. Garten* 1(10–12): 390–395.
- CHEW, R.M. 1951. The water exchanges of some small mammals. *Ecol. Monogr* 21: 215–225.
- CHYZER K. 1882. Reliquiae Petényianae. *Term.rajzi Fü.* 5: 91–146.
- CLEGG, S.M., DEGNAN, S.M., KIKKAWA, J., MORITZ, C., ESTOUP, A. & OWENS, I. P. F. 2002. Microevolution in island forms: the roles of drift and directional selection in morphological divergence of a passerine bird. *Evolution* 56: 2090–2099.
- COOCH, R. & WHITE, G. 1998. MARK A gentle introduction. <<http://www.bio.sfu.ca/cmr/mark>>
- CVETKOVA, A.A. 1978. Reproduction of southern and northern birch mice in South Ural. *Ekologija* 9: 90–92.
- CSEKÉSZ T. 2004. Csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona*). Fajmegőrzési tervek. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. 17 p.
- CSEKÉSZ T. 2005. Bagolyköpetekből származó erdei egér (*Sylvaemus* subgenus, Rodentia) koponyamaradványok összehasonlító kraniometriai vizsgálata: a fajok elkülönítése és a korcsoportok szerepe. *Állattani Közl.* 90(1): 41–55.
- CSEKÉSZ T. 2007. High relative frequency of *Sicista subtilis* (Dipodidae, Rodentia) in owl-pellets collected in Borsodi-Mezőség (NE Hungary). *Fol. Hist. nat. Mus. Matr.* 31: 173–178.
- CSEKÉSZ T., ESTÓK P. & PRÁGER A. 2004. A magyar csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona* Petényi, 1882). Összefoglaló. *Állattani Közl.* 89(1): 3–16.
- CSEKÉSZ T., GUBÁNYI A. & FARKAS J. 2008. Distinguishing *Mus spicilegus* from *Mus musculus* (Rodentia, Muridae) by using cranial measurements. *Acta Zool. Hung.* 54(3): 305–318.
- CSEKÉSZ T., KITOWSKI, I., CZOCHRA, K. & RUSIN, M. 2009. Distribution of the Southern birch mouse (*Sicista subtilis*) in East-Poland. Morphometric variations in discrete European populations of superspecies *S. subtilis*. *Mammalia* 73(3): 221–229.

- CSEKÉSZ T., TÖRÖK H.A., FARKAS J., BODNÁR M. & SERES N. 2010. Második csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) fajmegőrzési program. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatal, Budapest. 17 p. (Bírálat alatt)
- CSORBA G. 2007. Magyarország emlősfajainak rendszere és nevezéktana. In: Bihari, Z., Heltai, M., Csorba, G. (szerk.): A magyarországi emlősök atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest: 43–45.
- DANKOVICS R., HALPERN B., PELLINGER A., PÉCHY T., SOMLAI T., SÓS E., SZÖVÉNYI G. & TAKÁCS G. 2004. Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). Fajmegőrzési tervek. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. 21 p.
- DELANY, M.J. & DAVIS, P.E. 1961. Observations on the ecology and life history of the fair isle field mouse *Apodemus sylvaticus fridariensis* (Kinnean). Proc. Zool. Soc. Lond. 136: 439–452.
- DEMETER A. & LÁZÁR P. 1984. Morphometric analysis of field mice *Apodemus*: character selection for routine identification (Mammalia). Annls. hist.-nat. Mus. natn. hung. 76: 297–322.
- DEMETER G. & OBUCH, J. 2004. Recent occurrence of the Southern birch mouse (*Sicista subtilis*) near Leva. In: Kautman, J. & Stloukal, E. (eds): Zborník abstraktov z konferencie 10. Feriancové dni. Faunium, Bratislava: 9–10.
- DENYS, C., CHITAUKALI, W., MFUNE, J.K., COMBEXELLE, M. & CACCIANI, F. 1999. Diversity of small mammals in owl pellet assemblages of Karunga district, northern Malawi. Acta zool. Cracov. 42: 393–396.
- DUNNING, J.B., JR., STEWART, D.J., DANIELSON, B.J., ROOT, T.L., LAMBERSON, R.H. & STEVENS, E.E. 1995. Spatially explicit population models: current forms and future uses. Ecol. Appl. 5: 3–11.
- EEA–ETC/TE 2002. CORINE Land Cover update, I&CLC2000 project.  
<<http://terrestrial.eionet.eu.int>>
- EHLINGER, E.J. & WILSON, D.S. 1988. Complex foraging polymorphism in bluegill sunfish. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 85: 1878–1882.
- ENDES M. 1982. Kishortobágy tervezett Tájvédelmi Körzet védetté nyilvánítást megelőző élővilág kutatása. Kutatási jelentés. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger. 16 p.
- ENDES M. 1990. Adatok a Hortobágy gerinces faunájához. Calandrella 4(2): 28–35.
- ENDES M. 2004. Szépséges Hortobágy. Csokonai Kiadó, Debrecen. 134 p.

- ENDES M., BALOGH P. & ENDES P. 1991. Háromcsikos egér (*Sicista subtilis*) Püspökladányban. *Calandrella* 5(2): 61.
- FICHET-CALVET, E., JOMAA, I., BEN ISMAIL, R. & ASHFORD, R.W. 1999. Reproduction and abundance of the fat sand rat (*Psammomys obesus*) in relation to weather conditions in Tunisia. *J. Zool.* 248: 15–26.
- FIELDING, D.C. 1966. The identification of skulls of the two British species of *Apodemus*. *J. Zool. Lond.* 150: 498–500.
- FLINT, V.E. 1960. Contribution to the biology of *Sicista subtilis* Pall.. *Zool. Zh.* 39: 942–946.
- FRIVALDSZKY I. 1865. Jellemző adatok Magyarország faunájához. *Magyar Tudományos Akadémia Évkönyvei* 11(4), Pest. 274 p.
- FUTUYMA, D.J. 1986. *Evolutionary Biology* (2nd ed). Sinauer Associates, Sunderland, MA. 600 p.
- GALEOTTI, P., SACCHI, R. & VICARIO, V. 2005. Fluctuating asymmetry in body traits increases predation risks: Tawny owl selection against asymmetric woodmice. *Evol. Ecol.* 19(4): 405–418.
- GETZ, L.L. 1960. A population study of the vole *Microtus pennsylvanicus*. *Am. Midl. Nat.* 64(2): 392–405.
- GILG, O., HANSKI, I. & SITTler, B. 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator–prey community. *Science* 302: 866–868.
- GILPIN, M.E. & SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: Soulé, M.E. (ed): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland: 19–34.
- GOGOLEVSKAYA, I.K. & KRAMEROV, D.I. 2002. Evolutionary History of 4.5S1 RNA and indication that it is functional. *J. Mol. Evol.* 54: 354–364.
- HAM, I., TVRTKOVIĆ, N., KATARANOVSKI, D. & SOLDATOVIĆ, B. 1983. New data on Southern birch mouse (*Sicista subtilis* Pallas, 1773; Rodentia, Mammalia) from Deliblatska pescara (Vojvodina, Yugoslavia). *Rad. JAZU* 404: 171–180.
- HANSKI, I., HANSSON, L. & HENTTONEN, H. 1991. Specialist predators, generalist predators and the microtine rodent cycle. *J. Anim. Ecol.* 60: 353–367.
- HERZIG-STRASCHIL, B., BIHARI Z. & SPITZENBERGER, F. 2004. Recent changes in the distribution of the field mouse (*Apodemus agrarius*) in the western part of the Carpathian basin. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 105: 421–428.
- HILTON-TAYLOR, C. 2000. *IUCN Red list of threatened species*. IUCN, Gland, Cambridge. 61 p.

- IUCN 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the ICN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 p.
- IUCN 2007. *Sicista severtzovi*. European Mammal Assessment.  
<<http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/>>
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>
- IVLEV, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven. 302 p.
- IZDEBSKII, V.M. 1962. On the ecology of the southern birch mouse in Hersonschtchina. Zbirn. Prats. zool. Mus. 31: 110–112.
- JÁNOSY D. 1953. Ritkább emlősök (*Sicista*, *Apodemus*, *Asinus*) a dorogi és máriaremetei késői pleisztocénből. Földt. Táj 83(10–12): 419–429.
- KALTHOFF, D.C., MÖRS, TH. & TESAKOV, A. 2007. Late Pleistocene small mammals from the Wannenköpfe volcanoes (Neuwied Basin, Germany) with remarks on the stratigraphic range of *Arvicola terrestris*. Geobios 40: 609–623.
- KHODIKINA, Z.S. 1965. On the ecology of *Sicista subtilis* in Crimea. Visn. Kiev. Univ. 7. (biol.): 120–124.
- KIRÁLY G., MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., CSIKY J. & VOJTKÓ A. (szerk.) 2008. Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácraót. 248 p.
- KIRKLAND, G.L., JR., SHEPPARD, P.K., SHAUGHNESSY, M.J., JR. & WOLESAGLE, B.A. 1998. Factors influencing perceived community structure in nearctic forest small mammals. Acta Therio. 43: 121–135.
- KLINGENER, D. 1984. Gliroid and dipodoid rodents. In: Anderson, S. & Jones J.K. (eds.): Orders and Families of Recent Mammals of the World. John Wiley and Sons, N.Y.: 381–388.
- KORPIMÄKI, E., BROWN, P.R., JACOB, J., PECH, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? Bioscience 54:1071–1079.
- KOVAL'SKAYA, YU.M. & FEDEROVICH, E. Y. 1997. To distributing chromosome forms of the Southern birch mouse *Sicista subtilis* (Rodentia, Dipodidea). Zool. Zh. 76: 1430–1433.
- KOVAL'SKAYA, YU.M., TIKHONOV, I.A., TIKHONOVA, G.N., SUROV, A.V. & BOGOMOLOV, P.L. 2000. New geographical localities of chromosome forms of southern birch mouse (*subtilis* group) and description of *Sicista severtzovi cimlanica* subsp. n. (Mammalia, Rodentia) from the middle Don river basin. Zool. Zh. 79: 954–964.
- KOWALSKI, K. 1979. Fossil Zapodidae (Rodentia, Mammalia) from the Pliocene and Quarternary of Poland. Acta Zool. Cracov. 23(9): 199–210.

- KREBS, C.J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecol. Monogr.* 36: 239–273.
- KRYŠTUFEK, B., ZAGORODNYUK, I. & AMORI, G. 2006. *Sicista subtilis*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>
- KUNIN, W.E. & GASTON, K.J. (eds) 1997. *The Biology of Rarity. Causes and Consequences of Rare–Common Differences*. Chapman & Hall, London. 280 p.
- KÚTI ZS., HIRKA A., PETRÁNYI G., SZABÓKY CS., GIMESI L., HUFNAGEL L. & LADÁNYI M. 2010. A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) aktivitásának modellezése abiotikus paraméterekkel. *J. Agric. Inf.* 1(1): 40–46.
- KUZMIN, S.L. 2010a. *Bombina bombina*. Information on amphibian biology and conservation. Berkeley, California: AmphibiaWeb. (Accessed: Dec 12, 2010) <<http://amphibiaweb.org/>>
- KUZMIN, S.L. 2010b. *Triturus dobrogicus*. Information on amphibian biology and conservation. Berkeley, California: AmphibiaWeb. (Accessed: Dec 12, 2010) <<http://amphibiaweb.org/>>
- KUZMIN, S.L. & ANDREONE, F. 2010. *Pelobates fuscus*. Information on amphibian biology and conservation. Berkeley, California: AmphibiaWeb. (Accessed: Dec 12, 2010) <<http://amphibiaweb.org/>>
- LAMBIN, X., KREBS, C.J., MOSS, R. & YOCOZ, N.C. 2002. Population cycles: inferences from experimental, modeling and time series approaches. In: Berryman, A.A. (ed): *Population cycles: The case for trophic interactions*. Oxford University Press. Oxford: 155–176.
- LAVIN, P.A. & MCPHAIL, J.D. 1986. Adaptive divergence of trophic phenotype among freshwater populations of the threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*): site-specific differentiation of trophic morphology. *Can. J. Zool.* 64: 2455–2463.
- LEVINSKY, I., SKOV, F., SVENNING, J.C. & RAHBEK, C. 2007. Potential impacts of climate change on the distribution and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conserv.* 16: 3803–3816.
- LUIS, A.D., DOUGLASS, R.J., MILLS, J.N. & BJØRNSTAD, O.N. 2010. The effect of seasonality, density and climate on the population dynamics of Montana deer mice, important reservoir hosts for Sin Nombre hantavirus. *J. Anim. Ecol.* 79: 462–470.
- LYON, M.W. 1901. A comparison of the osteology of the jerboas and jumping mice. *Proc. US Natl. Mus.* 23(1228): 659–671.
- MACHOLÁN, M. 1996. Key to the European house mice (*Mus*). *Fol. Zool.* 45(3): 209–217.



- MAROSI S. & SOMOGYI S. (szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere, I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p.
- MCCAY, T.S. & STORM, G.L. 1997. Masked shrew (*Sorex cinereus*) abundance, diet and prey selection in an irrigated forest. *Am. Midl. Nat.* 138: 268–275.
- MERRITT, J.F. & VESSEY, S.H. 2000. Shrews: small insectivores with polyphasic patterns. In: Stenseth, N.C. & Halle, S. (eds): Activity patterns in small mammals – a comparative ecological approach. Springer–Verlag, Berlin: 235–251.
- MEYER, A. 1989. Cost of morphological specialization: feeding performance of the two morphs in the trophically polymorphic cichlid fish, *Cichlosoma citrinellum*. *Oecologia* 80: 431–436.
- MÉHELY L. 1913. Magyarország csikos egerei. *Mathematikai és Term.tud. Közl.* 31(1): 3–45.
- MÉNDEZ, M.A., SOTO, E.R., CORREA, C., VELOSO, A., SALLABERRY, M. & ITURRA, P. 2004. Morphological and genetic differentiation among Chilean populations of *Bufo spinulosus* (Anura: Bufonidae). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 559–567.
- MIKKOLA, H. 1982. Ecological relationships in European owls. Publications of the University of Kuopio, Kuopio. 157 p.
- MITTELBAACH, G.G., OSENBERG, C.W. & WAINWRIGHT, P.C. 1992. Variation in resource abundance affects diet and feeding morphology in the pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Oecologia* 90: 8–13.
- MØLLER, J.D., BAAGØE, H.J. & JENSEN, T.S. 2009. Management of the enigmatic Northern Birch Mouse, *Sicista betulina*, in practice. 2<sup>nd</sup> European Congr. of Conserv. Biol., Prague, September 1–5, 2009.
- MØLLER, J.D., BAAGØE, H.J. & JENSEN, T.S. 2010. Home range and habitat use of northern birch mouse *Sicista betulina* in Denmark. *Kézirat*, 12 p.
- NICHOLS, J.D. & CONLEY, W. 1982. Active-season dynamics of a population of *Zapus hudsonius* in Michigan. *J. Mamm.* 63(3): 422–430.
- NOWAK, R.M. 1991. Walker's Mammals of the World (5th ed.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 1936 p.
- NOWAK, R.M. 1999. Walker's Mammals of the World (6th ed.) The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 1947 p.
- O'FARELL, M.J. 1980. Spatial relationships of rodents in a sagebrush community. *J. Mamm.* 61(4): 589–605.
- OLI, M.K. 2003. Population cycles of small rodents are caused by specialist predators: or are they? *Trends Ecol. Evol.* 18: 105–107.

- ORSINI, PH., BONHOMME, F., BRITTON-DAVIDIAN, J., CROSET, H., GERASIMOV, S. & THALER, L. 1983. Le complexe d'espèces du genre *Mus* en Europe Centrale et Orientale. II. Criteres d'identification, repartition et caracteristiques ecologiques. *Z. Säugetierk.* 48: 86–95.
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE, G.C. & ANDERSON, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62: 1–135.
- PALOTÁS G. 1986. Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon. Kandidátusi értekezés tézisei. DATE, Debrecen. 141 p.
- PANKAKOSKI, E. 1979. The influence of weather on the activity of the common shrew. *Acta Therio.* 24: 522–526.
- PANKAKOSKI, E. 1989. Variation in the tooth wear of the shrews *Sorex araneus* and *S. minutus*. *Ann. Zool. Fenn.* 26: 445–457.
- PANKAKOSKI, E., VÄISÄNEN, R.A. & NURMI, K. 1987. Variability of muskrat skulls: measurement error, environmental modification and size allometry. *Syst. Zool.* 36(1): 35–51.
- PANTELEYEV, P.A. 1998. The Rodents of the Palaearctic: composition and areas. Russian Academy of Sciences, Zoological Institute, Moscow. 116 p.
- PETROV, B.M. 1992. Mammals of Yugoslavia, Insectivores and Rodents. Natural History Museum, Belgrade. Spec. Iss. 37. 186 p.
- POPESCU, A., BARBU, P. & COCUI, M. 1976. Sur la présence de l'espèce *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) dans la réserve des dunes du complexe des irrigations Sadova–Corabia. *Trav. Mus. Hist. Nat. "Gr. Antipa"* 17: 467–469.
- POPOV, V.A. 1960. Mammals of the Volga–Kama territory: insectivores, bats, rodents. *Kazanskii Filial, Kazan.* 467 p.
- POPOV, V.V. & MILTCHEV, B. 2001. New data on morphology and distribution of *Talpa levantis* Thomas, 1906 (Mammalia: Insectivora) in Bulgaria. *Acta Zool. Bulg.* 53(3): 79–94.
- PRICE, P.W. & HUNTER, M.D. 2005. Long-term population dynamics of a sawfly show strong bottom-up effects. *J. Anim. Ecol.* 74: 917–925.
- PUCEK, Z. 1981. Keys to vertebrates of Poland. Mammals. PWN – Scientific Publishers, Warsaw. 367 p.
- PUCEK, Z. 1982. *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) – Steppenbirkenmaus. In: Neithammer, J. & Krapp, F. (eds): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2./I. Nagetiere II.* Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden: 501–515.
- PUCEK, Z. 1999. *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) – The Southern Birch Mouse. In: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowich, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F.,

- Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. (eds): The Atlas of European mammals. Academic Press, London: 306–307.
- RAKONCZAY Z. (szerk.) 1990. Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok jegyzéke. Akadémiai Kiadó, Budapest. 360 p.
- RÁCZ G. & DEMETER A. 1998. Character displacement in mandible shape and size in two species of water shrews (*Neomys*, Mammalia: Insectivora). *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 44: 165–175.
- ROGERS, T.D. 1984. Rarity and chaos. *Math. Biosci.* 72: 13–17.
- ROKITANSKY, G. 1952. Gefangenschafts beobachtungen an der Streifenmaus (*Sicista subtilis* Pallas). *Bonn. Zool. Beitr.* 3: 1–9.
- ROOD, J.P. 1965. Observation on the life cycle and variation of the long-tailed field mouse *Apodemus sylvaticus* on the Isles of Scilly and Cornwall. *J. Zool.* 147: 99–107.
- SALAMON, M. & KLETTENHEIMER, B. 1994. A new technique for marking and later recognising small mammals in the field. *J. Zool.* 233: 314–317.
- SANTOS-FILHO, M., SILVA, D.J. & SANAIOTTI, T.M. 2006. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozool. Neotropical*, 13(2): 217–225.
- SARRAZIN, J.P.R. & BIDER, J.R. 1973. Activity, a neglected parameter in population estimates – the development of a new technique. *J. Mammal.* 54(2): 369–382.
- SCHMIDT E. 1962. Adatok Apaj-pusztá környéke kisemlősfaunájához. *Vert. Hung.* 4(1–2): 83–91.
- SCHMIDT E. 1971. Neue Funde der Steppenbirkenmaus, *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) in Ungarn. *Säugertierkundl. Mitt.* 19: 384–388.
- SCHMIDT E. 2001. Kisemlősök. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 97 p.
- SCHONEWALD-COX, C.M., BAYLESS, J.W. & SCHONEWALD, J. 1985. Cranial Morphometry of Pacific Coast Elk (*Cervus elaphus*). *J. Mammal.* 66(1): 63–74.
- SELYUNINA, Z.V. 2003. Centuries old dynamics of number of mouse-similar rodents in the Black Sea Biosphere Reserve. *Vestnik zool.* 37(2): 23–30.
- SELYUNINA, Z.V. 2005. Mammals of the Black Sea biosphere reserve region, included in The Red Data Book of Ukraine (state for 2004). *Sci. Bull. Uzhgorod Univ. (Ser. Biol.)* 17: 86–88.

- SHENBROT, G.I. 1992. Cladistic approach to the analysis of phylogenetic relationships among dipodoid rodents (Rodentia, Dipodoidea). *Sbornik Trudov Zool. Muz. MGU* 29: 176–201.
- SHENBROT, G.I. & KRASNOV, B. 2001. Rodents in desert environment: Is density dynamics really correlated with annual rainfall fluctuations? In: Prakash, I. (ed): *Ecology of Desert Environments (A Festschrift for Prof. J.L.Cloudsley-Thompson on his 80th Birthday)*. Scientific Publ., Jodhpur: 405–421.
- SIMIONESCU, V. 1965. Contribuții la cunoașterea sistematiei și răspândirii geografice a faunei de rozătoare (Glires) din Moldova. *An. St. Univ. "Al. I. Cuza", Iași, Sect. II. a. Biologie*, 11, 1: 127–142.
- SIMIONESCU, V. 1973. Cercetări privind structura populațiilor de rozătoare din fânașul rezervației "Valea lui David"–Iași, cu ajutorul marcării individuale. *Anal. Șt. Univ. "Al. I. Cuza", Iași. Sect. II. a. Biologie*, 19, 1: 179–190.
- SIPOS K. 2007. A kaszálás szempontjai természetvéde szemmel. Pannon gyepek élőhelykezelése Magyarországon. <[www.grasshabit.hu](http://www.grasshabit.hu)>
- SKULASON, S., NOAKES, D.L. & SNORRASON, S.S. 1989. Ontogeny of trophic morphology in four sympatric morphs of arctic charr *Salvelinus alpinus* in Thingvallavatn, Iceland. *Biol. J. Linn. Soc.* 38: 281–301.
- SLUDSKIY, A.A. (ed) 1977. *Mammals of Kazakhstan*, V. 1 [Part 2]. Nauka of KazSSR, Alma-ata. 536 p.
- SMITH, T. & TUMLISON, R. 2004. An Evaluation of Geographic Variation Within an Isolated Population of Big-eared Bats (*Corynorhinus townsendii*) in Oklahoma, Kansas and Texas. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 84: 1–7.
- SOKOLOV, V.E., BASKEVICH, M.I. & KOVAL'SKAYA, YU.M. 1986. The karyotype variability in the southern birch mouse (*Sicista subtilis* Pallas) and substantiation of species validity of *S. severtzovi* Ognev. *Zool. Zh.* 65: 1684–1692.
- SOKOLOV, V.E., KOVAL'SKAYA, YU.M. & BASKEVICH, M.I. 1987. Review of karyological research and the problems of systematics in the genus *Sicista* (Zapodidae, Rodentia, Mammalia). *Fol. Zool.* 36: 35–44.
- SOKOLOV, V.E., KOVAL'SKAYA, YU.M. & BASKEVICH, M.I. 1989. On species status of northern birch mice *Sicista strandi* (Rodentia, Dipodidae). *Zool. Zh.* 68: 95–106.
- SÓLYMOSY L. 1939. Angaben zur Insectivora-, Chiroptera- und Rodentia-Fauna des Komitates Sopron. *Fragm. Faun. Hung.* 2: 37–39.

- STANKO, M., MOŠANSKÝ, L., FRIČOVÁ, J. & CASANOVA, J.C. 1999. Comparison of two sampling methods of small mammals in the margin of a lowland forest. *Biol. Bratislava* 54: 595–597.
- STANLEY, W.T. & HUTTERER, R. 2007. Differences in abundance and species richness between shrews and rodents along an elevational gradient in the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Acta Therio.* 52: 261–275.
- STATSOFT INC. (2006) STATISTICA (data analysis software system), version 7.1, ELTE license.
- STEINER, H.M. 1968. Untersuchungen über die Variabilität und Bionomie der Gattung *Apodemus* (Muridae, Mammalia) der Donau-Auen von Stockerau (Niederösterreich). *Z. Wissenschaftl. Zool.* 177(1–2): 1–96.
- SZENTGYÖRGYI P., FÜGEDI L. & GÁL I. 1996. Háromcsikós egér (*Sicista subtilis*) újabb előfordulása Csobádon. *Calandrella* 10(1–2): 244.
- TATARINOV, K.A. 1973. Fauna of Vertebrates of West Ukraine: Ecology, Meaning and Conservation. Lvov University Press, Lvov. 257 p.
- TATE, G.H.H. 1947. Mammals of Eastern Asia. Macmillan Co., New York. 366 p.
- TOPÁL GY. 1969. Denevérek – Chiroptera. Fauna Hungariae 22. 2. Akadémiai Kiadó, Budapest. 81 p.
- TURCHIN, P., OKSANEN, L., EKERHOLM, P., OKSANEN, T. & HENTTONEN, H. 2000. Are lemmings prey or predators? *Nature* 405: 562–565.
- TURCHIN, P. & HANSKI, I. 2001. Contrasting alternative hypotheses about rodent cycles by translating them into parameterized models. *Ecol. Let.* 4: 267–276.
- TVRTKOVIĆ, N. & DZUKIĆ, G. 1974. Southern birch mouse (*Sicista subtilis*, Pallas 1773) a new mammal species in the fauna of Yugoslavia. *Arh. Biol. Nauka* 26: 1–2.
- UMETSU, F., NAXARA, L. & PARDINI, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the neotropics. *J. Mammal.* 87(4): 757–765.
- VANDERMEER, J. 1982. To be Rare is to be Chaotic. *Ecology* 63(4): 1167–1168.
- VÁSÁRHELYI I. 1929. Adatok a háromövű csíkosegér (*Sicista loringi* trizona) előfordulásához és életmódjához. *Állattani Közl.* 36: 153–155.
- VICKERY, W.C. & BIDER, J.R. 1978. The effects of weather on *Sorex anereus* activity. *Can. J. Zool.* 56: 291–297.
- VICKERY, W.L. & BIDER, J.R. 1981. The influence of weather on rodent activity. *J. Mammal.* 62: 140–145.
- VICKERY, W.L. & RIVEST, D. 1992. The influence of weather on habitat use by small mammals. *Ecography* 15: 205–211.

- VORONOV, A.G. 1951. Notes on ecology of rodents. 1. Studies on southern birch mouse. *Izv. estestv. naue. inst. Molotovsk. gos. Univ.* 13: 85–99.
- VORONTSOV, N.N., FRISMAN, L.V., LYAPUNOVA, E.A., MEZHOVA, O.N., SERDYUK, V.A. & FOMICHEVA, I.I. 1984. The effect of isolation on the morphological and genetical divergence of populations. *Genetica* 52–53(1): 339–359.
- WHITE, G.C., ANDERSON, D.R., BURNHAMK, P. & OTIS, D.L. 1982. Capture–recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, New Mexico. 235 p.
- WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (eds) 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed). Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2142 p.
- ZAGORODNIUK, I.V. 2005. Biogeography of mammals' cryptic species in the Eastern Europe. I. *Sci. Bull. Uzhgorod Univ. (Ser. Biol.)* 17: 5–27.
- ZAGORODNIUK, I.V. & KONDRATENKO, O.V. 2000. *Sicista severtzovi* and its Relatives in Rodent fauna of Ukraine: Cytogenetic and Biogeographical analysis. *Vestnik zool.* 15: 101–107.
- ZAGORODNIUK, I.V. & SELYUNINA, Z.V. 2009. Steppe birch mouse *Sicista subililis* (Pallas, 1773). In: Akimov Kyiv, I.A. (ed): *Red Data Book of Ukraine. Animal World*. Global Consulting Press, Kiev. 529 p.

## 11. Mellékletek

### 1. melléklet. Bagolyköpet-gyűjtések helyszínei

\*= Csikos szöcskeegér előkerülése

Település	Épület	WGS84	EOV x	EOV y
1. Átány	Hatház-pusztá	N 47°31.360' E020°30.510'		
2. Átány	Hatrongyos	N 47°29.209' E020°24.390'		
*3. Ároktő	templom	N 47°43.814' E020°56.774'	792349	266786
*4. Mezőcsát	ref.templom	N 47°49.305' E020°54.220'	789004	276657
5. Csataszög		N 47°17.754' E020°25.088'		
*6. Nagyecser	templom	N 47°46.136' E020°47.195'	780398	270860
*7. Tiszabábolna	Fehérnád-tanya	N 47°43.001' E020°49.826'	784449	265510
*8. Gelej	templom	N 47°49.875' E020°46.799'		
9. Nagyecser	Gólyás-tanya	N 47°46.249' E020°49.653'		
10. Tiszagyenda		N 47°22.683' E020°31.506'		
11. Ároktő	Hajdú-tanya	N 47°43.670' E020°52.266'		
12. Mezőnagymihály	Kenyérváros-tanya	N 47°44.545' E020°48.716'		
*13. Tiszabábolna	Köleshát	N 47°44.235' E020°49.965'	783775	267451
14. Kőtelek		N 47°19.764' E020°23.947'		
*15. Mezőnagymihály	Nagyház-tanya	N 47°45.144' E020°50.288'	784208	269007
16. Pély	Ismeretlen	N 47°29.391' E020°20.105'		
17. Pély	Ismeretlen	N 47°28.081' E020°18.515'		
18. Rákoczfalva	Tiszapart	N 47°04.219' E020°10.957'		
19. Tiszaruff		N 47°23.047' E020°27.037'		
*20. Mezőnagymihály	Salamonta-tanya	N 47°46.039' E020°46.225'	779075	270658
21. Tiszabábolna	Széklápa	N 47°42.677' E020°48.811'	782514	264548
22. Tiszabő		N 47°18.218' E020°29.906'		
23. Tőszeg		N 47°06.693' E020°11.463'		
25. Kunbábony	Magtár	N 47°01.449' E019°11.437'		
26. Fülöpszállás	Fehérszék	N 46°49.067' E019°11.816'		
27. Fülöpszállás	Zsebőkszék	N 46°48.631' E019°13.486'		
	Felsőbirkajárás,			
28. Kunszentmiklós	Selyem L. tanya	N 47°00.876' E019°10.031'	659 058	185 539
29. Kunszentmiklós	Alsóbirkajárás	N 47°00.481' E019°11.045'	660 336	184 805
30. Izsák	Matyódiülő	N 46°47.697' E019°19.568'	671327	159775
	Kolon-tó,			
31. Izsák	Szélmalmos	N 46°45.374' E019°21.728'	674465	157278
32. Izsák	Nagy-telek	N 46°45.517' E019°23.519'	676169	157035
33. Soltszentimre		N 46°46.190' E019°13.828'		
	Szukó-szék, Külső			
	területek, "Fekete 165			
34. Szabadszállás	tanya", Zakariás	N 46°52.047' E019°12.677'	662 210	168 174
	tanya			
35. Apaj	Apaj-pusztá, halász		655 558	195 146
	ház			
36. Orgovány	Ismeretlen			
37. Orgovány	Ismeretlen			
38. Sárbogárd	Őrpuszta			
39. Sárbogárd	Felsőerek			
40. Mikla	Büntetés-végrehajító	N 46°43'08.48" E019°08'01.64"	656030	152473
*41. Mezőnagymihály	Nagy-tanya	N 46°47'20.12" E020°47'49.05"	781006	273060

*42.	Mezőnagymihály	katolikus templom	776001	274988
43.	Átány			
44.	Kömlő			
*45.	Borsodivánka	Margitta-tanya	N 46°43'00.52" E020°39'20.27"	770783 264734
46.	Szihalom			
47.	Egerlövő	templom		
48.	Tiszavalk	templom		
49.	Nagyhegyes	Elep		
50.	Püspökladány	Nagy-Makkod		
51.	Hatvanpuszta			
52.	Kunszentmiklós	Birkajárás		
53.	Fülöpszállás	Kelemenszék, Papp-tanya		
54.	Kunszentmiklós	Bösztrőpuszta		
55.	Kunszentmiklós	Bösztrőpuszta alatti elhagyott tanya		
56.	Kunpeszér	Középadacs	N 47°00'45.12" E19°17'53.44"	
57.	Kunadacs	Balácsi-rét	N 46°54'25.39" E19°18'49.63"	
58.	Nádudvar	ref.templom	N 47°25'40.26" E21°09'31.42"	
59.	Nádudvar	Szobolszlói Várostantya	809890	242830
60.	Nádudvar			
61.	Szabadszállás	Nagy-tanya, Űrge-halmi-dűlő	660 155	169 850
62.	Apaj	Magtár	653 709	196 615
63.	Bugyi	Űrbőpuszta	659 574	201 445
64.	Kunadacs	Nagymajor, egykori iskola	668 947	184 635
65.	Szabadszállás	Szukó-szék, Csősz I. tanya	658 827	167 505
66.	Szabadszállás	Csordaállás, Füredi-tanya "Lenin"	662 764	166 825
67.	Szabadszállás	Csordaállás, Szűcs-tanya	662 985	167 263
68.	Szabadszállás	Űrgehalmi-dűlő, Nagy-tanya	660 155	169 850
69.	Szabadszállás	CD-tanya, Lenin tsz mellett	661 708	168 522
70.	Kunpeszér	Turupuli-tanya	667 561	185 681
71.	Apaj	Külső-Szűnyog-tanya	655 294	202 388
72.	Apaj	Elhagyott tanya	653 965	196 873
73.	Kunpeszér	Magtár	667 731	191 204
74.	Kunpeszér	Kunbaracs 135 tanya	671 148	186 342
75.	Kunpeszér	Közép-peszér	665 442	192 309
76.	Ágasegyháza	Ismeretlen	684 603	162 199
77.	Kunadacs	Pongrác-tanya	671 121	178 237
78.	Ágasegyháza	Zombori-tanya	684 207	162 440
79.	Ágasegyháza	Ismeretlen	682 571	164 601
80.	Izsák	Ismeretlen	675 123	156 526
81.	Harta	Szentkirály-pusztá	656 114	144 620
82.	Kunpeszér	Peregi-tanya	663 872	194 657
83.	Felsőerek	névtelen	653 133	140 684
84.	Kunpeszér	Közép-peszér, 490 sz.	665 957	192 692



85. Kunpeszér	Krizsán-tanya	663 230	197 807
86. Kunpeszér	Peszéradacs		
87. Orgovány	ismeretlen	687 319	160 935
88. Orgovány	ismeretlen	685 955	161 056
89. Mezőcsát	Kiszely-tanya		
*90. Gelej	Virágh-tanya	781286	278349
91. Tiszavalk	Montáj-tanya		
92. Tiszavalk	Bacsóház		
93. Tiszabábolna	Szilpusztai-erdő		
94. Nagyiván	kápolna		
	Darassa-Juhoshát		
95. Hortobágy	között		
96. Nádudvar	Dembrovszki-tanya	472340	210230
97. Püspökladány	Rév-zug	472215	210138
98. Nádudvar	Boda-tanya		
99. Kócsújfalu	Gyöngy-tanya	793235	244973
100. Tiszacsege	Nagy-Kecskés-tanya	799729	258832
101. Nagyiván	Péterfi-tanya		
102. Angyalfája	pulykatelep		
103. Hortobágy	Hadházi-erdő		

## 2. melléklet. Kvadrátok

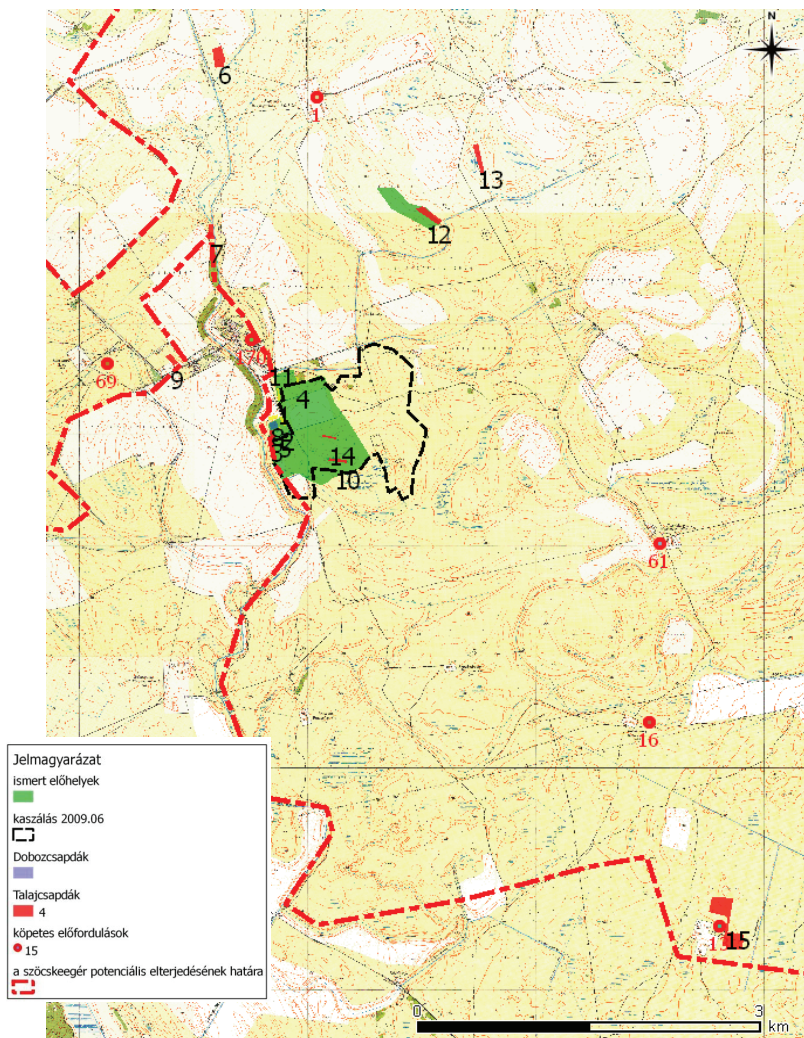
Kialakítás és		Talajcsapdák			<i>Sicista</i>	
No.	felhagyás éve	Növ. társ.	száma	Elrendezés	Kaszálás	előkerülés
1	2005–	COAG /ASFP	20	2x10	2006	igen
2	2006–	CAAC	40	4x10		igen
3	2006–	CAAC	35	5x7		igen
4	2006–2009	CAAC	18	3x6	2006	igen
5	2006–	CAAC	10	1x10		igen
6	2007–2008	vegyes	30	3x10		
7	2007–2008	CAAC	20	2x10		
8	2007–2008	lucerna	30	3x10		
9	2007–2008	COAG	20	2x10		igen
10	2007–2009	CIAR	20	2x10	2009	igen
11	2008–2008	vegyes gyom	20	2x10		
12	2009	CIAR	20	2x10		igen
13	2009	CAAC	20	2x10		
14	2010	COAG	10	1x10		igen
15	2009	vegyes	60	2x(3x10)		
A	2006	COAG	49	7x7		igen
B	2006–2007	vegyes	49	7x7		

Jelmagyarázat:

CAAC *Carduetum acanthoidis*  
COAG *Convolvulo–Agropyretum repentis*  
CIAR *Cirsio lanceolati-arvensis*  
ASFP *Artemisio santonicae–Festucetum pseudovinae*

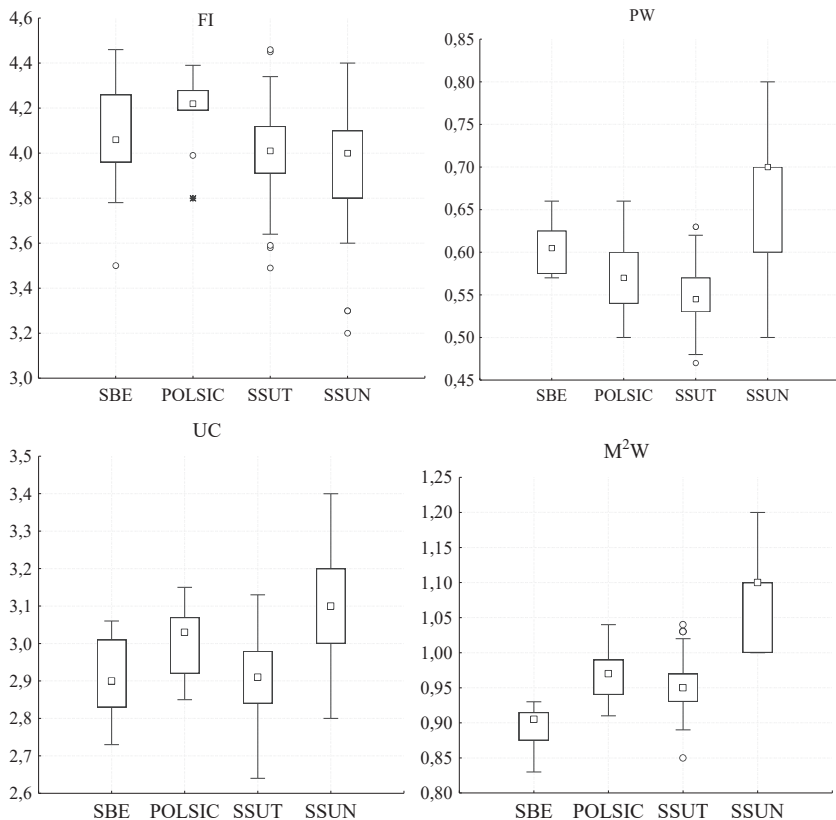
### 3. melléklet. Kutatási terület térképe

A tágabban vett kutatási terület térképe a kvadrátokkal és főbb köpetgyűjtési helyszínekkel, amelyek mellett az előkerült szöcskegér maradványok száma is feltüntetésre került. A térképen ábrázolt kvadrátok leírása a 2. mellékletben található.



#### 4. melléklet. Egyváltozós morfometriai analízisek

A négy populációból egyaránt megfelelő mintaszámmal rendelkező méreteket összehasonlítása.



Jelmagyarázat:

- FI foramen incisivum hossza  
PW az előzáfog szélessége  
UC a felső fogsor hossza a koronánál mérve  
M²W a második felső moláris hossza és szélessége  
SSU *Sicista subtilis*  
SSUT *S. subtilis trizona*  
SSUN *S. subtilis nordmanni*  
POLSIC A lengyel *S. subtilis* populáció  
SBE *S. betulina*

- Median  
25%–75%  
Non-Outlier Range  
○ Outliers

## 5. melléklet. Morfometria alapadatok

A vizsgálathoz használt *S. s. trizona* és lengyel *S. subtilis* koponyák méreteinek standard statisztikai kiértékelése, valamint a méretek közti különbség vizsgálata t-próbával.

### *S. subtilis trizona*

	LC	UA	M <sub>1</sub> W	ICP	WD	UC	IM	M <sup>1</sup> L	M <sup>1</sup> W	M <sup>2</sup> W	M <sup>2</sup> L	M <sup>3</sup> W	PW	FI	IW	M <sub>1</sub> L
N	2,92	3,13	0,82	11,59	4,01	2,9	8,4	1,02	1,03	0,95	0,98	0,68	0,55	3,99	0,97	1,11
Min.	34	13	66	70	64	58	56	73	93	90	64	70	87	78	69	50
Max.	2,76	2,85	0,69	9,82	3,68	2,64	7,78	0,94	0,94	0,85	0,92	0,58	0,47	3,49	0,77	1,02
SD	3,08	3,39	0,9	12,49	4,3	3,13	8,97	1,1	1,16	1,04	1,06	0,83	0,63	4,46	1,07	1,2
VAR	0,09	0,17	0,04	0,45	0,13	0,11	0,26	0,03	0,04	0,03	0,03	0,05	0,03	0,19	0,05	0,04
	0,01	0,03	0,001	0,2	0,02	0,01	0,07	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,04	0,001	0,001

### *S. subtilis* Lengyelországból

	LC	UA	M <sub>1</sub> W	ICP	WD	UC	IM	M <sup>1</sup> L	M <sup>1</sup> W	M <sup>2</sup> W	M <sup>2</sup> L	M <sup>3</sup> W	PW	FI	IW	M <sub>1</sub> L
N	2,91	3,1	0,82	11,6	4,2	3	8,63	1,04	1,04	0,97	1	0,68	0,57	4,19	0,96	1,13
Min.	25	6	54	41	31	35	5	31	49	46	29	38	43	10	6	41
Max.	2,7	3,01	0,67	10,49	3,91	2,85	8,44	0,93	0,95	0,91	0,91	0,56	0,5	3,8	0,77	1,03
SD	3,06	3,19	0,9	12,46	4,49	3,15	8,75	1,09	1,15	1,04	1,09	0,75	0,66	4,39	1,05	1,2
VAR	0,25	0,12	0,16	1,34	0,41	0,21	0,22	0,11	0,14	0,09	0,13	0,13	0,11	0,42	0,2	0,12
	0,01	0,004	0,002	0,17	0,03	0,01	0,01	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,03	0,01	0,002
t	0,63	–	0,65	0,08	6,14	4,4	–	2,47	1,49	3,03	1,7	0,23	4,32	–	–	1,1
p	0,53	–	0,51	0,94	0,00	0,00	–	0,01	0,14	0,00	0,08	0,81	0,00	–	–	0,28

## 6. melléklet. Múzeumi példányok leíró statisztikája

A múzeumi példányok (MTM Emlősgyűjtemény) koponyaméretei (mm) és leíró statisztika a *S. betulina*-ra (= *S. montana*). A *S. subtilis nordmanni* (= *S. loriger*) példányok Dobrudzsából (Románia), a *S. betulina*-k különböző közép-európai gyűjtőhelyekről származnak.

ID Nu.	Faj	WD	UC	IM	M <sup>1</sup> W	M <sup>2</sup> W	M <sup>3</sup> W	PW	FI	IW	CL
2864-1	<i>S. betulina</i>	4,02	2,73	7,88	0,92	0,86	0,67	0,58	3,5	0,83	15,8
2864-24	<i>S. betulina</i>	4,08	2,83	8,41	0,99	0,91	0,72	0,57	4,26	0,91	17,01
2864-25a	<i>S. betulina</i>	4,18	3,02	8,14	1,01	0,9	0,71	0,66	3,78	0,92	16,63
2864-25b	<i>S. betulina</i>	4,12	2,9	8,57	0,93	0,92	0,73	0,61	4,46	0,91	17,75
2864-25c	<i>S. betulina</i>	3,83	2,84	8,65	0,91	0,83	0,71	0,62	4,29	0,98	-
3062-9	<i>S. betulina</i>	4,14	3,01	8,54	0,97	0,91	0,74	0,63	4,08	0,89	17,43
3062-13	<i>S. betulina</i>	4,2	3,06	8,86	1,02	0,93	0,73	0,6	3,96	1	16,71
2001.32.15	<i>S. betulina</i>	4,18	2,85	8,47	0,94	0,89	0,67	0,57	4,06	0,95	17,37
4214-40	<i>S. montana</i> *	3,95	2,72	7,91	0,91	0,86	0,64	0,54	3,61	0,8	-
4214-41	<i>S. montana</i> *	4,22	2,77	8,19	0,94	0,84	0,63	0,55	3,94	0,85	-
Min.		3,83	2,72	7,88	0,91	0,83	0,63	0,54	3,5	0,8	15,8
Max.		4,22	3,06	8,86	1,02	0,93	0,74	0,66	4,46	1	17,75
Átlag ( )		4,09	2,87	8,36	0,95	0,88	0,69	0,59	3,99	0,9	16,95
SD		0,13	0,12	0,32	0,04	0,04	0,04	0,04	0,30	0,06	0,65
2665-1	<i>S. loriger</i> **	4,55	3,11	9,03	1,1	1,06	0,81	0,58	4,03	1,03	-
2665-2	<i>S. loriger</i> **	4,29	3,19	9,04	1,13	1,03	0,72	0,6	4,4	1,01	18,26
2665-3	<i>S. loriger</i> **	4,41	2,94	8,95	1,11	1,04	0,78	0,52	4,25	1,06	18,24

\*, *S. montana* = *S. betulina*; \*\*, *S. loriger* = *S. subtilis nordmanni*

## 7. melléklet. Fényképek



1. fotó. Az 1-es kvadrát 2005-ben



2. fotó. Az 1-es kvadrát 2006-ban





3. fotó. A 2-es kvadrát 2006 júniusában

4. fotó. A 2-es kvadrát 2007 júniusában







5. fotó. 3-as kvadrát 2006-ban

6. fotó. 3-as kvadrát 2009-ben





7. fotó. 4-es kvadrát 2006-ban

8. fotó. 4-es kvadrát 2009-ben







9. fotó. 10-es kvadrát 2007-ben

10. fotó. 10-es kvadrát 2009-ben





11. fotó. Horgas-dűlői szőcskegér-paradicsom